



En jämförelse av Sveriges och Storbritanniens producentansvar för förpackningar

Maja Larsson

*SLU, Department of Economics
Degree Thesis in Economics, Uppsala, 2006
Final
D-level, 30 ECTS credits*

Theses No 436

*ISSN 1401-4084
ISRN SLU-EKON-EX-436-SE*

*A comparison of the Swedish and
British system for Producer
Responsibility for packaging
waste*

*En jämförelse av Sveriges och Storbritanniens
producentansvar för förpackningar*

Maja Larsson

Supervisor: Ing-Marie Gren

Abstract

Larsson, M. 2006. *A comparison between Sweden's and Great Britain's producer responsibility*. Thesis.
ISSN: 1401-4084. ISRN: SLU-EKON-EX-436-SE

The purpose with this thesis is to compare Sweden's and Great Britain's different costs for introducing and manage their systems for producer responsibility for packaging waste. Producer responsibility is a strategy implying that the producers are responsible for their waste also after its use. Sweden and Great Britain have started different producer responsibility systems for packaging waste after an EU directive was adopted in 1994 (94/62/EC), and they have resulted in entirely different recycling levels in the two countries.

In the Swedish system the responsibility has been delegated to the industry who are responsible for reaching the set goals. The economic instrument used is a fee, set and managed by the industry. The British system has a more centralised system and the economic instrument used to finance the recycling is a system based on the theory of transferable permits.

The thesis compares the four different alternatives; delegated method, centralised method, fees and transferable permits, theoretically. The theory shows that the "Swedish model" (delegated system with fee) reaches the most benefits and the least disadvantages. The "British model", on the other hand, gives relatively few benefits and many disadvantages, in theory.

This work assumed that the two compared systems had the same goals to reach, i.e. the goals determined in the EU directive on Packaging and Packaging Waste. However, it was shown that the actual goals in the countries in reality were set far from each other since the Directive allows for goals in an interval. It is also allowed to set higher goals, which Sweden has done. The thesis can therefore not state which system is the most cost-efficient, even though theory showed that the "Swedish model" gave the most cost benefits. The higher costs for the Swedish producers in reality could be a result of the higher set goals in Sweden.

Keywords: producer responsibility, packaging waste, transaction cost, recycling, economic instrument, fee, transferable permit

Sammanfattning

Larsson, M. 2006. *En jämförelse av Sveriges och Storbritanniens producentansvar för förpackningar*. Uppsats.
ISSN: 1401-4084. ISRN: SLU-EKON-EX-436-SE

Syftet med denna uppsats är att jämföra Sveriges och Storbritanniens olika kostnader för att införa och driva dess producentansvarssystem för förpackningar. Producentansvar är en strategi som innebär att producenterna har ett ansvar för dess varor även efter att dessa blivit avfall. Som ett resultat av ett godkänt EU direktiv 1994 har Sverige och Storbritannien infört ett producentansvar för förpackningar på två helt olika sätt och de uppnår även helt olika återvinningsnivåer.

Det svenska systemet innebär att ansvaret har delegerats till industrin som själva får ansvara för att de fastställda återvinningsnivåerna uppnås och det ekonomiska styrmedlet som används i det svenska systemet är en industrisatt avgift. Det brittiska systemet har en mer central styrning med tydligt satta mål för återvinning och det ekonomiska styrmedel som används för att finansiera återvinningen är ett system baserat på teorin om överlåtbara rätter.

I uppsatsen jämförs de fyra olika alternativen; delegerad metod, centraliserad metod, avgifter och överlåtbara rätter, teoretiskt med varandra. Teorin visar att den ”svenska modellen” (delegerat system och avgift) uppnår flest fördelar och minst nackdelar. Den ”brittiska modellen”, med ett centralt system och överlåtbara rätter, visar sig däremot ge relativt få fördelar och många nackdelar.

Uppsatsen förutsatte att de två system som jämfördes stod inför samma mål, d.v.s. de mål som statueras i EU:s direktiv om förpackningar och förpackat avfall. Det visade sig dock att målen låg väldigt långt från varandra i verkligheten eftersom EU tillåter mål inom ett intervall. Det är även tillåtet att sätta högre mål, vilket Sverige har gjort. Arbetet kan därför inte dra några slutsatser om vilket system som är det mest kostnadseffektiva, även om teorin visade på att den modell som Sverige valt att nå målet med medförde flest kostnadsfördelar. Verklighetens högre kostnader för de svenska producenterna skulle alltså kunna förklaras av de högre ställda målen i landet.

Nyckelord: producentansvar, förpackningar, transaktionskostnad, återvinning, ekonomiska styrmedel, avgift, överlåtbara rätter

Innehållsförteckning

1. Inledning	1
1.1 Syfte	1
1.2 Metod	2
1.3 Avgränsningar	2
1.4 Disposition	2
2. Bakgrund	3
2.1 Förpackningar och dess avfall.....	3
2.2 Producentansvaret som strategi	4
2.2.1 EU: s direktiv om förpackningar och förpackat avfall.....	4
3. Sveriges och Storbritanniens olika system	6
3.1 Sverige.....	6
3.1.1 Sveriges mål med förpackningsförordningen.....	6
3.1.2 Sveriges metoder att nå målet	7
3.1.3 Sveriges erfarenheter	9
3.2 Storbritannien	11
3.2.1 Storbritanniens mål med "The Producer Responsibility Obligations" ..	11
3.2.2 Storbritanniens metoder att nå målet.....	12
3.2.3 Storbritanniens erfarenheter	14
3.3 Skillnad mellan Sveriges och Storbritanniens system	16
4. Analytisk jämförelse av system och styrmedel	17
4.1 Kostnad och skada.....	17
4.1.1 Samhällets marginella kostnad	18
4.2 Delegerat och centraliserat system	19
4.2.1 Producenternas marginalkostnader	20
4.2.2 Kostnader för fusk	20
4.2.3 Övriga transaktionskostnader	23
4.3 Avgift och överlåten rätt.....	25
4.3.1 Producenternas marginalkostnad	26
4.3.2 Kostnaden för fusk.....	27
4.3.3 Övriga transaktionskostnader	30
4.4 Jämförande analys - system och styrmedel	32
4.4.1 Delegerad metod med avgift.....	33
4.4.2 Delegerad metod med överlåtna rätter	33
4.4.3 Centraliserad metod med avgift	34
4.4.4 Centraliserad metod med överlåtna rätter	35
4.4.5 Slutsats för- och nackdelar.....	35

5. Analys av Sveriges och Storbritanniens system.....	36
5.1 Inledning.....	36
5.2 Producenternas kostnader.....	37
5.2.1 Sverige.....	37
5.2.2 Storbritannien.....	38
5.2.3 Exemplet plast – producenternas kostnad.....	39
5.2.4 Slutsatser producenternas kostnader	40
5.3 Fuskkostnad och andelen fusk.....	41
5.3.1 Sverige.....	41
5.3.2 Storbritannien.....	42
5.3.3 Slutsatser fuskkostnad	43
5.4 Övriga transaktionskostnader	43
5.4.1 Sverige.....	43
5.4.2 Storbritannien.....	44
5.4.3 Slutsatser övriga transaktionskostnader	44
5.5 Slutsatser från analysen	44
6. Sammanfattande slutsatser	46
7. Källförteckning.....	48
7.1 Böcker	48
7.2 Artiklar och broschyrer	50
7.3 Internet	50
7.4 Föreläsning.....	51
7.5 Personlig intervju	51
Bilaga 1 Utförligare bakgrund till förpackningar, miljöproblemen och dess miljökostnad	52
Bilaga 2. Avgifterna i det svenska systemet	55
Bilaga 3 Miljöbörsen i Storbritannien och PRN priserna	56

1. Inledning

Ett producentansvar existerar idag för flera produktgrupper i Sverige och innebär ett fysiskt och/eller ekonomiskt ansvar för vissa produktgrupper¹ (Ahlner, 2002). Detta kan bland annat innefatta insamling och återtagning av den specifika produkten. Ett av dessa producentansvar omfattar uttjänta förpackningar och det är denna produktgrupp som detta arbete behandlar.

Idag är producenterna i flera länder ansvariga för dess förpackningar även efter att de sålts vidare. Ett producentansvar kan införas med hjälp av olika styrmedel och på senare år har ekonomiska styrmedel på detta område förespråkats, inte minst för att dessa arbetar efter principen att förorenaren skall betala (Europen, 2000) Ett producentansvar för förpackningar existerar sedan år 1994 i Sverige (SFS 1997:85). Enligt en utredning från 2001 har det lett till att återvinningen av de material som omfattas avsevärt har ökat, vilket inneburit minskad avfallsmängd till deponi (SOU, 2001).

Det svenska producentansvaret för förpackningar styrs av ett EU direktiv (1994/62/EG). Ett EU direktiv har som mål att skapa samma grundsituation i alla medlemsländerna och till skillnad mot direkt bestämmade förordningar så lämnar direktivet åt medlemsländerna själva att bestämma hur det som skall uppnås skall införas i respektive land. Inom EU har alla länder valt olika system för att genomföra producentansvaret, många av dessa system är dock väldigt likartade². I Sverige har det diskuterats livligt huruvida dagens system fungerar bra eller dåligt och hur det skulle kunna förbättras. Bland andra Marian Radetzki, Peter Stein och Ingrid Flory har kritiserat det svenska producentansvarssystemet för förpackningar för att vara för kostsamt och onödigt³. Ett system som skiljer sig mycket från det svenska systemet är det som på senare år införts i Storbritannien. Jämförelsen i denna uppsats är därför mellan Sveriges och Storbritanniens system. Jämförelsen görs med avseende på kostnader då oberoende av vilket miljömål som skall uppnås bör principen om kostnadseffektivitet, d.v.s. det om att nå målet till den lägsta kostnaden, vara vägledande vid utformningen av åtgärder (Brännlund och Kriström, 1998).

1.1 Syfte

Syftet med denna uppsats är att jämföra två olika sätt att genomföra EU: s direktiv om förpackningar och förpackat avfall för att avgöra vilket system som har den lägsta kostnaden för att nå EU: s mål. De två länder som jämförs är Storbritannien och Sverige. De kostnader som avses är producenternas kostnader, kostnader för fusk samt övriga transaktionskostnader för att införa och driva systemet.

¹ Förutom det lagstadgade producentansvaret för förpackningar idag i Sverige existerar det f.n. lagstadgat producentansvar för returpapper (SFS 1997:85), däck (SFS 1994:1236), bilar (SFS 1997:788) och elektriska och elektroniska produkter (SFS 2000:208).

² Många länder har gett ansvaret till industrin, t.ex. Österrike, Sverige och Tyskland.

³ För ytterligare information se bla. SOU 2001:201 som kom fram till att det fungerar enligt målen. Se bla. Flory (00), Stein (01) och Radetzki (99) för en kritisk granskning av det svenska systemet.

1.2 Metod

Metoden för att jämföra Storbritannien och Sveriges system för producentansvar för förpackningar innebär att teoretisk analys utnyttjas för jämförelse av ländernas system med avseende på tre kostnadsrelaterade kriterier.

Ett första steg i analysen är att klargöra två stora skillnader mellan det införda systemet i Sverige och Storbritannien. Detta görs genom att beskriva dagens system, hur och när de infördes samt dess resultat. Därefter koncentreras uppsatsen till att analysera hur dessa skillnader teoretiskt skiljer sig åt med avseende på tre kostnader. Slutligen jämförs teorin med de verkliga systemen i Sverige och Storbritannien.

1.3 Avgränsningar

Arbetet avgränsas till att enbart jämföra de två ländernas system med avseende till kostnadsaspekten och enbart dessa tre kostnader; producenternas kostnader, fuskostnader samt övriga transaktionskostnader. Inga andra kriterier eller kostnader jämförs.

För att arbetet inte ska bli för stort förenklas de två systemen i Sverige och Storbritannien i det kapitel som beskriver ländernas system. Naturligtvis finns det fler stora skillnader än de som tas upp i denna uppsats.

Arbetet är inriktat på återvinningen av förpackningsmaterial, innebärande återvinning av material och energi. Dess främsta fokus är därmed inte på övriga effekter som ett producentansvar kan medföra, som t.ex. ökad distributionseffekt och effektivare förpackningar. Dessutom diskuteras enbart det ekonomiska styrmedel som finansierar återvinningen och ej eventuella andra styrmedel som länderna använder sig av för att uppnå målet. ”Systemen” i verkligheten är naturligtvis mycket mer omfattande än de som denna uppsats jämför.

1.4 Disposition

Kapitel två ger en kort beskrivning av förpackningar och dess avfall. Det beskriver även producentansvaret som strategi.

Kapitel tre ger bakgrunden till de nuvarande systemen i Storbritannien och Sverige, innehållande såväl bakgrund som erfarenheter. Från detta urskiljs två större skillnader länderna emellan vilka jämförelsen fortsättningsvis baseras på.

Det *fjärde kapitlet* jämför teoretiskt de två olika införande metoderna, d.v.s. delegerad och centraliserad, samt de två styrmedlen som används för att finansiera återvinningen, d.v.s. avgift och överlåtett rätt. Detta görs med avseende på kostnaderna för att utröna vilket av de två systemen som är mest kostnadseffektivt, alltså når målet till den lägsta kostnaden.

Kapitel fem är ett jämförande och analyserande kapitel. Alla fyra skillnader som urskiljts; delegerad metod, centraliserad metod, avgift och överlåtett rätt jämförs med varandra. Slutligen jämförs också Sverige och Storbritannien och de verkliga systemen.

Det sista kapitlet, *nummer sex*, sammanfattar uppsatsen samt drar eventuella slutsatser.

2. Bakgrund

För att förstå det avfallsproblem som ett producentansvarssystem försöker lösa behöver man en bakgrund till förpackningsavfallsproblemet. Detta kapitel ger en kort beskrivning över förpackningar och dess avfall likväl som möjliga metoder att ta tillvara förpackningsavfallet med. Ytterligare information för den intresserade, om t.ex. förpackningsavfallets miljöproblem och kostnader, diskuteras vidare i *bilaga 1*.

2.1 Förpackningar och dess avfall

En förpackning har som huvuduppgift att skydda dess innehåll (förpackningsinsamlingen.se). Den ser också till att den förpackade varan klarar värme, kyla, stötar och andra påfrestningar bättre än utan en förpackning. Det existerar två olika grupper förpackat avfall idag, det från industrin och det från hushållen (OECD I, 1996). I den första gruppen avfall, från industrin, har förpackningen egenskapen att den primärt förvarar innehållet tills det skall förädlas eller återförsäljas, d.v.s. förpackning till transport eller för försäljning till annan industri. Denna avfallsgrupp karaktäriseras av få platser där avfallet hamnar och stora mängder av samma material. Den andra gruppen avfall härstammar från privata hushåll och mindre företag. Denna grupp förpackningar är ofta av en sort som förpackar varan efter produktion och förblir i det skicket tills varan möter konsumenten. Denna avfallsgrupp karaktäriseras av många platser där avfallet hamnar och med ett litet antal avfall på varje plats.

Det avfall som bildas efter att förpackningen uttjänt sitt syfte måste tas hand på något sätt. De metoder som behandlar slutgiltigt avfall kan skiljas från metoder som innebär att avfallet tas om hand på något sätt och därmed inte blir slutavfall. De åtgärder som existerar för att slutgiltigt ta hand om förpackningsavfallet är deponering samt förbränning där det primära syftet är att bli kvitt avfallet. Deponi innebär tippning under kontrollerade former och förbränning att avfallet förbränns i anläggningar, men utan att ta tillvara energin, istället för att deponeras⁴. Det finns flera alternativ till deponering och förbränning vilka alla går ut på att de gör den totala avfallsmängden mindre genom att ta tillvara förpackningarna innan de blir till avfall, att istället se dem som en resurs. Ett av dessa alternativ är återvinning av energi eller material ur de uttjänta förpackningarna. Andra alternativ för att förhindra att förpackningsavfallet blir slutgiltigt avfall är att återanvända använda förpackningar istället för att producera nya eller att förhindra att förpackningen uppkommer över huvud taget, t.ex. genom effektivare förpackningar eller av att onödiga förpackningar tas bort.

Begreppet återvinning innebär varje lämpligt förfarande enligt 4§ avfallsförordningen (2001:1063) (Ahlner, 2002). Detta betyder t.ex. användning av avfall som bränsle, vidareutnyttjande av metaller eller andra material. Fortsättningsvis i denna uppsats innebär begreppet återvinning såväl

⁴ Fortsättningsvis har dessa begrepp dessa definitioner. Förbränning är därmed inte densamma som återvinning av energi.

materialutnyttjande som energiutvinning. Återvinning av material innebär i första hand att bearbeta och återanvända hela eller delar av en förpackning till en ny förpackning eller annan produkt (Packforsk, 2002). Mängden avfall som ska tas om hand minskar således och förbrukningen av primära råvaror kan därför minska. Det är inte alltid enkelt att återvinna materialet då det ofta krävs att materialet ska vara homogent, d.v.s. av endast ett material. Därför har glas, aluminium och wellpapp dominerat förpackningsåtervinningen. Den grundläggande svårigheten med materialåtervinning är att hanteringen måste vara storskalig för att uppnå lönsamhet. Alla kostnader för transporter, separering, rengöring och sortering gör att kostnaderna för återvunnet material ofta överstiger priset på motsvarande primärt material. Ny teknologi kan dock i framtiden ge ökad ekonomisk lönsamhet vid återvinning.

Den andra formen av återvinning är utvinning av energi vid förbränning av avfall⁵. Energin återvinns från förpackningsavfallet genom att avfallet används som bränsle och det är denna energiutvinning som är det centrala (EU, 2000). Förbränningen av avfall i återvinningssyfte ger värme och även i vissa fall el. För att förbränningen ska vara optimal krävs en tillräckligt stor andel plast och papper samt låg fukthalt i avfallet för att uppnå en tillräckligt hög temperatur. Den ökning av sammansatta material som idag syns leder till svårare materialåtervinning, men enklare energiåtervinning (Packforsk, 2002).

2.2 Producentansvaret som strategi

Utvecklingen mot ett fullständigt producentansvar för uttjänta varor har skett snabbt de senaste åren och detta främst inom Europa (OECD II, 1997). Ett producentansvar syftar till att göra producenten ansvarig för hanteringen av de uttjänta varorna. Genom att ansvaret läggs på producenten överförs kostnaden för avfallshanteringen, helt eller delvis, till den industriella sektorn istället för att betalas med skattepengar.

Att skapa ett producentansvar för avfallshanteringen ligger helt i enlighet med en känd princip som kallas ”Polluters Pays Principle”. Denna innebär att förorenaren själv ska betala. Konceptet producentansvar kan införas genom flera olika sätt och med en mängd olika styrmedel. Termen producentansvar, eller rättare sagt ”Extended Producer Responsibility”, skapades av svensken Thomas Lindqvist i början av 1990-talet (Lindqvist, 1998).

2.2.1 EU: s direktiv om förpackningar och förpackat avfall

Ett EU direktiv innebär att innehållet måste omvandlas till nationell lag inom en viss tid (EU, 2001). En förordning däremot gäller över alla stater. Genom det EU direktiv om förpackningar och förpackat avfall⁶ som utfärdades år 1994 syftade EU att harmonisera ländernas olika politik på producentansvarsområdet då flera länder redan hoppat på idén med producentansvar. Direktivet antog konceptet om producentansvar och fastställde obligatoriska mål för återvinning av förpackat avfall på mellan 25 och 45 procent gällande återvinning av material, med ett

⁵ En ytterligare form av återvinning är av gas ur deponier, men detta kommer inte att beröras ytterligare i detta arbete.

⁶ 1994/62/EG på svenska, 1994/62/EC på engelska.

minimum av återvinning på 15 procent för varje material. Totalt sett skulle 50 till 65 procent av förpackningsavfallets avfall återvinnas på något sätt⁷. Dessa mål skulle uppnås före den 30 juni 2001. Återvinningsnivåerna är satta viktmässigt. Målsättningar sätts i femårsperioder vilket ger länderna fem år att uppnå målen. Direktivet berör dock mer än enbart återvinningsnivåer för förpackningsavfallet. Det syftar i grunden till att förebygga eller reducera förpackningarnas miljöpåverkan samt att säkerställa att medlemsstaternas restriktioner för förpackningar inte skapar handelshinder. Målet är att vidtagna åtgärder i första hand ska minska mängden förpackningsavfall genom att förebygga att avfall uppstår och i andra hand genom återanvändning, återvinning eller andra former av omhändertagande av förpackningsavfall reducera den slutliga mängden avfall (Packforsk, 2002). Genom att kvoterna förbestämts lämnas dock inte stort utrymme till hur målen skall uppnås eftersom återvinning är ett krav (informinc.org). Som ett resultat av detta direktiv har alla EU länder olika producentansvarssystem för att uppnå målen. Enligt Naturvårdsverket är ett direktiv på EU-nivå nödvändigt för att både förebygga och minska förpackningars inverkan på miljön och därmed säkerställa en hög miljöskyddsnivå, samt att säkerställa en fungerande inre förpackningsmarknad (naturvardsverket.se).

Förpackningsdirektivets innebörd är alltså att de nationella regeringarna ska garantera att system tillhandahålls för inlämning eller insamling av använda förpackningar så att avfallet effektivt kan återvinnas (Erlöv et al, 2000). Det enskilda landet får sätta högre mål än vad direktivet anger så länge som det inte stör EU:s inre marknad.

⁷ Återvinnas på något sätt = *recovery*. Denna term innebär återvinning av såväl material och energi som kompostering. *Recovery* är därför någon åtgärd som producerar ytterligare värde från materialet. (Europen, dec 01) Materialåtervinningen är alltså ställt ett minimum för, men återstående kan fyllas med antingen återvinning av material eller energi.

3. Sveriges och Storbritanniens olika system

För att utreda skillnaden mellan det svenska och brittiska systemen diskuterar detta kapitel de två systemens legala struktur, mål, metoder samt de resultat som systemen hittills gett. Både Sverige och Storbritannien är som medlemmar i EU bundna av de beslut som fattas inom EU: s institutioner och följaktligen också direktivet om förpackningar och förpackat avfall.

3.1 Sverige

Redan på 1960-talet började intresset för återvinning av material och energi ur hushållsavfall i Sverige att öka (EU, 2001). Genom ett beslut år 1975 lade riksdagen fast principen om producenters ansvar för avfallshanteringen men någon lagstiftning infördes inte samtidigt⁸. Lagstiftningen genomfördes först år 1993 efter det att riksdagen godtagit den så kallade kretsloppspropositionen⁹. I den föreslogs lagstiftning om bland annat producentansvar för förpackningar.¹⁰ Redan före 1993 samlades dock glas och papper in i Sverige utan att ett lagstadgat producentansvar existerade.

Mycket av den svenska lagstiftningen statuerar övergripande mål, ansvarsområden och tidsramar medan den mer detaljerade metoden om hur målen skall nås utvecklas i nära samarbete med industrin och så har det även sett ut med producentansvaret för förpackningar (Nilsson, 1998). Förpackningsförordningen¹¹ i Sverige trädde i kraft den 1 oktober 1994 och i och med den så måste alla producenter ta ansvar för förpackningen även när den blivit avfall (repa.se). Förpackningsförordningen kräver att producenterna skall upprätthålla ett insamlingssystem i Sverige. Producenten skall också informera hushåll och andra om sortering, insamling och borttransportering av använda förpackningar. Producentansvaret i Sverige omfattar alla företag som tillverkar, importerar eller säljer förpackade varor, alternativt förpackningar. Alla förpackningar berörs, såväl konsument- som industriförpackningar. Den ursprungliga förordningen bearbetades om år 1997 för att anpassas till EU:s direktiv (SOU, 2001). Sedan 1994 har återvinningsnivåerna höjts flera gånger.

3.1.1 Sveriges mål med förpackningsförordningen

En SOU utredning som publicerades 2001 uppger att det främsta syftet med förordningen om producentansvar för förpackningar är att (SOU, 2001);

- 1) Mängden genererat avfall ska minska.
- 2) Mängden deponerat avfall ska minska.

⁸ Prop. 1975:32

⁹ Prop. 1992/93:180. "Om riktlinjer för en kretsloppsanpassad samhällsutveckling.

¹⁰ Ytterligare en proposition på området som kan vara av intresse att kännas till är regeringsförslaget "hantering av uttjänta varor i ett ekologiskt hållbart samhälle - ett ansvar för alla"¹⁰ från 1997 där bland annat deponi av utsorterat brännbart avfall och organiskt avfall förbjöds. En annan proposition på området utkom även just innan detta arbete trycktes, proposition 2003/03:117 *Ett samhälle med giftfria och resurssnåla kretslopp*, där det bland annat säjs att producentansvaret för förpackningar i Sverige skall vara kvar.

¹¹ Förordning 1997:185

- 3) Energi- och materialsnåla varor ska utvecklas.
- 4) Nedskräpningen ska minska.
- 5) Mängden miljökadliga ämnen i varor och avfall ska minska.

De exakta målen för varje materialslag från 2001 anges i tabell 3.1. Återvinningen innebär både material- och energiåtervinning. Materialutnyttjande innebär materialåtervinning.

Tabell 3.1 De svenska målen för återvinning. (SOU, 2001)

Förpackningsslag	Återvinning i viktprocent fr.o.m. 30 juni 2001
Aluminium, ej dryckesförpackningar	70% (minst 40% materialutnyttjande)
Papp, papper och kartong	70% (minst 40% materialutnyttjande)
Wellpapp	65% materialutnyttjande
Plast, ej PET-flaskor	70% (minst 30% materialutnyttjande)
Stålplåt	70% materialutnyttjande
Glas	70% materialutnyttjande
Förpackningar av trä ¹²	70% (minst 15% materialutnyttjande)

3.1.2 Sveriges metoder att nå målet

Tanken med det svenska systemet för producentansvaret kan tydligt återges med ett urklipp ur Kretsloppsdelegationens rapport (1997) där det står att det är viktigt att:

”marknaden självmant utformar och tillämpar system som leder till de uppsatta målen. Statlig detaljreglering skall helst inte behövas tillgripas.”

Statens roll är att ange mål och riktlinjer samt att skapa det regelsystem inom vilket de olika aktörerna skall verka. Om inte producenterna tar sitt ansvar kan myndigheten tvingas att via hårdare lagstiftning och avgifter se till att de uppsatta målen uppnås. Staten anger följaktligen ramarna för producentansvaret men inom dessa kan aktörerna utfärda egna program. För att klara av målen har svenskt näringsliv gemensamt bildat fem materialbolag som alla ansvarar för att just deras materialslag ska återvinnas enligt målsättningen. Producenterna kan antingen välja att gå med i ett materialbolag som tar över skyldigheterna enligt förordningen, eller så kan de stå utanför det gemensamma insamlingssystemet. Om de väljer att stå utanför måste de följa förordningen gällande t.ex. att tillhandahålla ett insamlingssystem och återvinna enligt målen (naturvardsverket.se). De fem materialbolag som bildats har således tillkommit på producenternas initiativ men ingenting hindrar dem att ta ansvar i en annan organisatorisk form (Kretsloppsdelegationen, 1997).¹³

¹² Trä som förpackningsmaterial tillkom år 2001.

¹³ Det existerar även andra styrmedel på området än producentansvaret som påverkar resultatet (SOU, 01). Informativa styrmedel som information, andra administrativa som miljöbalken samt ekonomiska som t.ex. skatt på deponi, pant och energiskatt.

Eftersom Sverige skiftade över hela ansvaret till producenterna ansvarar de för att målsättningen nås (förpackningsinsamlingen.se). Producenterna erhöll totalt ansvar för såväl insamling som återvinning i det svenska systemet. De materialbolag som har tagit på sig att för sina producenters räkning återvinna är Plastkretsen, Returwell, Svensk Kartongåtervinning, MetallKretsen och Svensk Glasåtervinning. Förpackningsinsamlingen är sedan en samarbetsorganisation för alla bolagen. Materialbolagen tillhandahåller en rikstäckande insamling av förpackningar från hushåll, företag och andra verksamheter och allt hänger på att konsumenterna lämnar sina uttjänta förpackningar till återvinningsstationer runt om i landet. Dessa återvinningsstationer töms via anlidade entreprenörer som kör förpackningarna till sorteringsanläggningar där sedan en manuell eller maskinell sortering äger rum. Därefter komprimeras förpackningarna, alternativt mals ner till mindre bitar, för vidare transport till företag som tillverkar nya produkter med detta sekundära material.

Enligt en nylig statlig översyn av producentansvaret ska ungefär 20 000 producenter omfattas av producentansvaret i Sverige (SOU, 2001). Av dessa är för närvarande 10 000 anslutna till materialbolagen. Dessa 10 000 företag svarar för 90 procent av alla förpackningar på den svenska marknaden (Naturvårdsverket, 2002). Ytterligare några producenter har egna insamlingssystem¹⁴ och resterande tar helt enkelt inte sitt ansvar (naturvardsverket.se). Ett 50-tal företag har anmält att de har egna system för insamling och står därmed utanför materialbolagens system (SOU, 2001).

3.1.2.1 Finansiering och övervakning

Insamlingssystemet finansieras av avgifter som materialbolagen tar ut från de producenter som är anslutna till deras verksamhet. Alla företag som går med i förpackningsinsamlingen måste betala en avgift vilken skiljer sig åt beroende på vilket materialslag man som producent använder. De avgifter som gällde den 1 januari 2002 illustreras i tabell 3.2 nedan.

Tabell 3.2. De svenska avgifterna 2002 (www.sepa.se)

Materialslog	Avgift / SEK
Kartong/Papper	55 öre/kilo
Metall (aluminium och stålplåt)	150 öre/kilo
Metall (Plåtfat)	6 öre/kilo
Plast	150 öre/kilo
Wellpapp	23 öre/kilo
Glas ¹⁵	Avgiften beror på fyllnadsvolymen (mellan 6 och 23 öre). För en volym på t.ex. 600 ml är avgiften 14 öre per förpackning.

¹⁴ T.ex. Svenska McDonalds som inte behöver delta i REPA för alla dess förpackningar för att uppnå dess ansvar (Naturvårdsverket, 02). För de förpackningar som kunder tar med sig från restaurangerna betalar de dock en avgift till REPA.

¹⁵ Källa: www.glasbanken.com

Förutom dessa avgifter så tillkommer en anslutningsavgift på 2000 kronor för företag med en omsättning över 5 miljoner kronor. (400 kr för en omsättning under 5 miljoner kronor). Alla företag ska även betala en registerhållningsavgift på 500 kronor per år. Se mer information om avgifterna i det svenska systemet i *bilaga 2*.

Förpackningsavgifter tas huvudsakligen ut av fyllare (företag som förpackar tillverkade varor eller ompackar dessa) och importörer av förpackade varor. I några fall tas avgiften ut redan hos förpackningstillverkaren (glas, svensktillverkad wellpapp och "serviceförpackningar", d.v.s. förpackningar som fylls i butik, gatukök o.s.v.) (Fölster, 1999). Förpackningsavgiften skall bara tas ut i ett led varför enbart en form av företag behöver ansluta sig och betala förpackningsavgifter till REPA. Avgifterna är viktbaserade vilket anses stimulera till att minska mängderna förpackningsmaterial (Bergman, 1998).

Bolaget REPA, vilket ägs av alla materialbolag utom Svensk Glasåtervinning, registrerar producentföretag och samlar in avgifterna som avses täcka underskottet i verksamheten. REPA och Svensk GlasÅtervinning tar årligen ut ca 450 miljoner kronor i förpackningsavgifter (Fölster, 1999). De avgifter som Repa sätter gäller tills vidare, men de kan ändras om omständigheterna förändras (repa.se). Från beslut om ändring av avgift tills det att den nya avgiften träder i kraft gäller en tidsperiod om två månader. Producenterna betalar även en registreringsavgift till REPA då de går med i förpackningsinsamlingen. Producenter med en årlig omsättning på mindre än 3 miljoner SEK kan välja att betala en schablon på 1 500 SEK/år och de med en omsättning på mindre än 0,5 miljoner SEK frias från betalning, med undantag av registerhållningsavgiften

Den svenska miljöbalkens 26:e kapitel om tillsyn och regler om egenkontroll är ett viktigt komplement till förpackningsförordningen gällande kontroll (SOU, 2001). Enligt denna skall materialbolagen och återvinningsindustrin ha löpande kontroll över insamlingen och över uppföljningen av att de nationella målen uppfylls, s.k. självreglering och självövervakning gäller. Producenten skall själv rapportera till Naturvårdsverket om resultatet av insamlingsverksamheten, återanvändningen och återvinningen samt andra förhållanden som rör bortskaffandet. Naturvårdsverket har befogenhet som genomförande myndighet i Sverige att ge instruktioner om övervakning och kontroll (naturvardsverket.se). Hur övervakningen fungerar är idag svårförståelig då ansvarsfördelningen inte är helt fastställd (EU, 2001). En nylig utredning på området föreslår att lagstiftningen skall kompletteras i syfte att klargöra tillsynen så att de producenter som idag inte uppfyller sitt ansvar, s.k. fri-åkare, måste bevisa hur dennes ansvar uppfyllts (SOU, 2001). Även en sanktionsavgift föreslås för fri-åkare på systemet. Ingen av dessa metoder används således idag. REPA har dock egna regler som dess medlemmar måste följa men dessa är inte sanktionerade av Naturvårdsverket (naturvardsverket.se). Vid försök att fånga producenter som inte tar sitt ansvar uppstår därmed svårigheter för REPA att agera.

3.1.3 Sveriges erfarenheter

Den svenska överenskommelsen med industrin om producentansvaret är ett stort försök med frivilliga överenskommelser i Sverige och dess uppnående av målen övervakas och utvärderas av berörda myndigheter årligen (Nilsson, 1998). Återvinningsresultaten i Sverige har varit bra och det verkar som om systemet

skall fortsätta i den struktur som den hittills fungerat. Den svenska förpackningsförordningen ställer kravet på minst 65 procent återvinning av det totala förpackningsavfallet. I verkligheten uppgick återvinningen till 66 procent för glas-, plast-, pappers- och metallförpackningar redan år 2000. Tabell 3.3 visar återvinningsresultaten år 2001 för alla de olika materialslagen i förpackningar.

Tabell 3.3. Återvinningsresultaten 2001 (Naturvårdsverket 2001/SCB bearbetning)

Materials lag	Materialutnyttjande	Material- och energiutnyttjande	Kravnivå
Aluminium	22 %	-	70 %
Returburkar	85 %	-	90 %
Papper, papp, kartong	41 %	41 %	70 % (minst 40 % material)
Wellpapp	85 %	-	65 %
Plast (ej PET)	13 %	29 %	70 % (minst 30 % material)
Stål	71 %	-	70 %
Glas	84 %	-	70 %

Intressant att notera är att varken aluminium eller plast (ej inkluderat PET flaskor) nådde upp till de ställda målen 2001. Emellertid uppnåddes det totala målet på minst 65 procent ändå genom att andra materialslag återvanns mer än de ställda kraven, t ex glas som återvanns till höga 84 procent.

Fr.o.m. 2002 ställer en svensk förordning om deponering¹⁶ ett förbud mot deponering av utsorterat brännbart avfall samt ett förbud mot deponering av organiskt avfall från år 2005 (EU, 2002). Detta innebär att stora mängder av förpackningsavfallet inte kan komma tas om hand på annat sätt än genom återanvändning eller återvinning.

I Sverige återvinns en större procent från hushållens avfall än från industrin¹⁷. För t.ex. plast och glas återvinns hela kvantiteten från hushållens avfall. För papper, papp och kartong återvinns ca 12 procent av industrins avfall och för wellpapp ca 46 procent.

3.1.3.1 Problem idag i Sverige

En utredning på området sammanfattade att det lagstadgade producentansvaret har givit upphov både till tendenser till monopol samt till friåkning. Andra problem är otillräcklig tillsyn och uppföljning (SOU, 2001). Problemet är att förordningen inte tvingar de som inte vill ta sitt ansvar. Ansvarskravet är utformat så att den enda lösningen idag är att gå ihop kollektivt vilket inte ger drivkrafter för den enskilda producenten att gå före (Kretsloppsdelegationen, 1997). Enligt en uppföljning av

¹⁶ 2001:512

¹⁷ Genom att använda Naturvårdsverkets uppföljning av producentansvaret för 2001 (Naturvårdsverket, 02) och jämföra med en uträkning på hur mycket av hushållens avfall som går till materialåtervinning (SCB, 02) så har dessa ungefärliga siffror kunnat antas.

producentansvaret år 2001 fungerar systemet väl med undantag för nedskräpning i anslutning till insamlingsstationerna (Naturvårdsverket, 2002).

3.2 Storbritannien

Storbritannien har infört EU:s direktiv över förpackningar och förpackat avfall genom två olika regleringar vilka omvandlar EU direktivet till brittisk lag (sepa.org.uk). ”The Producer Responsibility Obligations (Packaging Waste) Regulations 1997”¹⁸, är den lag som ser till att förpackningsavfallet verkligen återvinns och ”The Packaging (Essential Requirements) Regulations 1998” täcker EU: s väsentliga krav på förpackningars sammansättning och möjligheter till återanvändning och återvinning¹⁹.

”The Producer Responsibility Obligations” ger de omfattande producenterna tre skyldigheter som de måste uppfylla förutom kravet på att producenterna skall informera konsumenterna om regleringen (Thomas, intervju, 2002);

1) Att registrera sig hos genomförande myndighet och överlämna information över de förpackningar som används.

2) Att återvinna den mängd material och energi utifrån den totala mängden förpackningar som producenten använder i enlighet med de återvinningskvoter som gäller för året. Enbart producentens egen andel av kvoterna ska återvinnas, dess andel beror på vilken sektor den tillhör. Regleringen definierar fyra olika sektorer som omfattas och dess förpliktelse av de totala återvinningskvoterna. Dessa sektorer är; råvaruproducenten, den som tillverkar förpackningen²⁰, den som fyller förpackningen och slutligen försäljaren.

3) De måste även kunna bevisa att denna återvinning har skett.

Endast företag som har en omsättning på mer än två miljoner pund och som hanterar mer än 50 ton förpackning per år behöver delta i systemet, vilket inkluderar 88.6 procent av alla förpackningar i landet (EU, 2001).

3.2.1 Storbritanniens mål med ”The Producer Responsibility Obligations”

Syftet med regleringen är att möta de krav på återvinning av material och energi som statuerats i EU: s direktiv genom ökade nationella krav för varje år (EU, 2001). Målsättningen för de förpliktade producenterna är satt högre än direktivets minimum då den brittiska regeringen valde att exkludera mindre företag vid utfärdandet av regleringen. Ett annat syfte för det brittiska systemet är att demonstrera tillmötesgåendet av de mål som lagen anger på ett tydligt sätt, att avskräcka fusk inom systemet, att utveckla marknader för återvunnet material samt att generera investeringar i insamlings- och återvinningsindustrin (Thomas, intervju 2002). Ett viktigt syfte har även varit att uppnå EU: s kvoter gällande återvinning på ett så kostnadseffektivt sätt som möjligt, utan de stora kostnader för industrin som de anser att bl a det tyska systemet skapar.

¹⁸ Producer Responsibility Obligations (Packaging Waste) Regulations 1997 Statutory Instrument number 646/1997 (The Regulations)

¹⁹ Då arbetet ej diskuterar förpackningars sammansättning m.m. kommer den sista regleringen ej att diskuteras.

²⁰ Engelsk term = *Converter*

Fram till 2001 ställdes årliga mål i det brittiska systemet (Stern, 2003). Storbritanniens mål för 2001 var att återvinna 56 procent på något sätt (valfri materialåtervinning eller energiåtervinning) samt att ha en specifik materialåtervinning på 18 procent (Edie, 020517). Det procentuella kravet på specifikt material var således fast medan det högre kravet kan täckas av den mest kostnadseffektiva formen av återvinning. År 2002 ökade målen till 59 respektive 19 procent.

I det brittiska systemet krävs det inte att producenterna själva samlar in förpackningsavfallet då de lokala kommunerna ansvarar för insamlingen (EU, 2001). Det brittiska systemet skiljer inte mellan industriavfall och hushållsavfall utan förpliktelsen kan uppfyllas genom återvinning av avfall från endera grupp. Endast glas och aluminiumburkas samlas idag in från hushållen i Storbritannien.

3.2.2 Storbritanniens metoder att nå målet

Genomförande myndigheter i Storbritannien har utifrån Regeringens "Producer Responsibility obligation", där målsättningen statuerades, byggt upp ett lagstadgat system vilket baseras på teori om överlåtna rätter (Thomas, intervju 2002). Myndigheterna är Environment Agency (EA) för England och Wales samt the Scottish Environment Protection Agency (SEPA) för Skottland. Tanken är att marknaden skall styra så att kvoterna om återvinning uppnås. Fyra olika sektorer gavs olika procentuellt ansvar redan i regleringen, vilka illustreras i tabell 3.4. Ju närmare producenten befinner sig konsumenten ju större ansvar för återvinningen ges denna sektor.

Tabell 3.4 Procentuell fördelning av ansvar i det brittiska systemet (envirowise.gov.uk).

Förpackningskedjan	Exempel på "producent"	Procentuell förpliktelse
Råvarutillverkaren	Tillverkaren av stål	6 %
Förpacknings tillverkaren	Tillverkaren av aluminiumburken	9 %
"Fyllaren"	Den som fyller burken	37 %
Detaljhandlaren	Livsmedelsaffären	48 %

Varje producent som bedriver verksamhet inom dessa sektorer måste följaktligen på egen hand räkna ut sitt ansvar. Ett företag som tillverkar aluminiumburkar räknar ut dess ansvar genom att ta sitt ansvar (d v s 9 procent) multiplicerat med dels så många ton de producerar (t.ex. 300 ton) och även med det nationella återvinningskravet (vilket var 19 procent år 2002). Detta ger för detta exempel:

$$300 \times 9 \% \times 19 \% = 5,13 \text{ ton.}$$

Företaget måste kunna bevisa att de återvunnit material för denna mängd aluminium.

Samma uträkning gäller för det andra kravet på återvinning, men där är kravet högre, 59 procent år 2002. Detta högre krav kan fyllas av valfri återvinning, av material eller energi. Bevisen som producenterna måste kunna visa upp för myndigheten heter "Package Recovery Notes" (fortsättningsvis PRN) och dessa är överlåtbara. Dessa PRN fungerar som ett bevis på att den återvinning av de ton

förpackningsavfall som varje producent måste återvinna har tagit plats likväl som ett ekonomiskt instrument då det leder till att det relativa priset för förpackningen ökar²¹.

Det finns flera olika sätt som en producent kan bevisa att denne har återvunnit dess andel;

- 1) På egen hand återvinna dennes andel om detta är möjligt.
- 2) Att på egen hand finna en aktör som kan återvinna den andel material (eller energi) som behövs. För denna metod existerar det en börs där säljare och köpare kan mötas, The Environment Exchange (t2e.co.uk). Information om denna börs och hur handeln går till ges i *bilaga 3*.
- 3) Genom att gå med i så kallade "deltagande företag"²² vilka tar över dess medlemmars producentansvar. Producenterna betalar en fast avgift till dessa företag för att de ska överta ansvaret. Det existerar för närvarande 18 stycken av dessa företag i Storbritannien (2003) och alla tar ut olika kostnader, t.ex. per år, per flera år eller genom en annan alternativ kostnadsbas.

Alla som tillåts sälja PRN: s till producenter, d.v.s. återvinnarna, måste godkännas av ansvarig myndighet (Thomas, intervju 2002). Sedan kan de sälja dessa bevis till enskilda producenter eller till de större företag som åtar sig att uppfylla flera producenters ansvar. Det existerar ca 250 godkända företag som tillåts utfärda PRN: s i Storbritannien. Även de företag som tillmötesgår ansvaret för flera ansvariga producenter måste godkännas av ansvarig myndighet.

3.2.2.1 Finansiering och övervakning

Finansieringen av återvinningen och återskapningen sker via de marknadsbestämda priserna på PRN (EU, 2001). De företag som återvinner förpackningsavfallet till ny råvara bestämmer priset på en PRN. Kostnaden ska täcka underskottet i hanteringen.

Tabell 3.5 visar hur priserna på en PRN såg ut under 2002. *Bilaga 3* ger mer information om hur priserna på PRN har varierat under de senaste åren. Genom att producenterna köper dessa bevis direkt av de företag som hanterar återvinningen så är priset på en PRN lika med den marginalkostnad som hanteringen innebär. Tanken är att även att en del av priset för en PRN skall täcka uppbyggnaden av marknader och en infrastruktur för insamling.

²¹ Det existerar även andra styrmedel som syftar till att producentansvarets resultat skall uppnås, t.ex. en skatt på deponi (EU, 01).

²² Dessa kallas för *Compliance schemes* i Storbritannien.

Tabell 3.5. Översikt över PRN priser under år 2002 (pund/ton). Summering av handeln (t2e.co.uk)

Produkt	Senaste priset	Medel	Högsta	Lägsta	Total volym
Aluminium	21	47,55	65	5	4 488
Glas	25	20,07	35	1	20 862
Papper	8	25,53	33,5	1,5	116 587
Plast	20	23,93	45	1	21 779
Stål	25	24,18	35	1,5	31 669
Generell återvinning	5	25,14	31	2,5	113 068
Recovery	8,5	18,66	30	2	21 901

Alla producenter i det brittiska systemet betalar även en registreringsavgift vilken skall täcka myndigheternas kostnad för övervakning och tillsyn (EU, 2001). Avgiften är dock inte avsedd att täcka kostnader för åtal och sanktionsförfarande. Sedan år 2000 är denna avgift 950 pund, året före var den 750 pund. Ökningen orsakades av stegrade övervakningskostnader. De företag som tar på sig ansvaret för dess medlemmar tar även på sig ansvaret att betala denna avgift.

Producenterna måste kunna bevisa för EA/SEPA att de återvunnit dess andel i januari varje år då dessa bevis skall insändas till myndigheten. Köpta PRN: s ska även sparas i fyra år som bevis. De ansvariga myndigheterna har som ansvar att registrera producenterna, auktorisera de som kan återta förpackningsavfallet och se till att alla följer reglerna. De producenter som inte deltar straffas med böter. De företag som agerar på deras medlemmars uppdrag kan bli av med tillståndet om de inte återvinner medlemmarnas totala ansvar. Övervakningen av att allt går rätt till sker på flera olika sätt. Många producenter kontrolleras av myndigheten och deras kontroller kan vara oanmälda som anmälda. Även de som återvinner avfallsmaterialet kontrolleras regelbundet, både då de godkänns och genom årliga kontroller. Den producent som inte uppfyllt sitt ansvar får betala böter på upp till 5000 pund. De kan även vid speciella omständigheter bötfällas på mer en 5000 pund (sepa.org.uk).

Ett av dessa företag missade att redovisa en väldigt stor del av dess producenters krav på återvinning år 2001 vilket skapat stor diskussion i Storbritannien (t2e.co.uk). Företaget missade att bevisa återvinning på hela 230 000 ton. Andra enskilda producenter som åkte fast under samma år missade att redovisa bevis på ca 30 000 ton, men detta är enbart de producenter som åkt fast. Den genomsnittliga kostnaden för att övervaka en producent som registrerar sig är 700 pund för myndigheten. Den totala kostnaden för övervakningen för år 2000 var ungefär 2 miljoner pund vilket representerar ca 80 procent av de avgifter som togs in för ändamålet. De brittiska myndigheterna är antagligen de enda myndigheterna inom EU som med lyckat resultat bötfällt producenter som inte har fullgjort dess åtagande.

3.2.3 Storbritanniens erfarenheter

Den brittiska regleringen ställer olika mål för varje år och krävde 56 procent total återvinning och av dessa minst 18 procent specifik materialåtervinning för år 2001

(Thomas, intervju 2002). Tabell 3.6 illustrerar total återvinning (generell) samt den materialspecifika återvinningen för de senaste fyra åren.

Tabell 3.6 Återvinning mellan år 1998-2001 i Storbritannien. (sepa.org.uk)

	1998	1999	2000	2001
Specifik materialåtervinning (recycling)	28,9 %	32,7 %	36,4 %	42 %
Generell återvinning (recovery)	33,4 %	38,1 %	41,9 %	47,9 %

Varken under 2000 eller 2001 uppnåddes EU: s krav på minst 50 procent total återvinning för år 2000. Materialåtervinningen ligger högre än EU:s kvoter men den totala återvinningen ligger på en för låg nivå. Återvinningen har dock ökat kraftigt under denna period vilket tabellen visar. Storbritannien hade i stort sett ingen fungerande återvinning då EU statuerade återvinningskvoterna i 1994 års direktiv (EU, 2001). Även under år 1998 återvanns enbart 8 procent av England och Wales hushållsavfall (5.8 procent i Skottland) (Edie, 020517). Desto större del återvanns därmed från industrin.

Genomförande myndighet i England och Wales har åtalat 42 företag som försökt att undvika regleringen vilket gett böter på sammanlagt 77 000 pund (environment-agency.gov.uk). Hittills har inte det större företag som ej lyckades bevisa dess medlemmars bevis på återvinning tvingats sluta med dess verksamhet.

3.2.3.1 Problem idag i Storbritannien

Det brittiska systemet med PRN: s fungerar väl som en mekanism att kunna bevisa att en producent har återvunnit sin del av förpackningsavfallet enligt Europen, en europeisk organisation för förpackningar och miljö (Europen, 2000). De anser dock att systemet inte lyckats finansiera den nödvändiga och storskaliga infrastrukturen då det låga priset på PRN inte har gett utrymme för långsiktiga lösningar. De anser även att Storbritannien försöker förlita sig på marknadsmekanismer för att försöka lösa ett problem som är tydligt anti-marknad.

Avsaknaden av marknader för återvunnet material är en stor anledning till att målen om glas, plast, trä och även papper i viss mån inte uppnås (EU, 2001). För att kunna nå de nivåer som eftersträvas på ett kostnadseffektivt sätt krävs en ökning i användandet av återvunnet material i Storbritannien.

Problemet att en del av priset för en PRN teoretiskt skall täcka uppbyggnaden av marknader och insamling måste lösas (Thomas intervju, 2002). Behovet av ytterligare konsumentavfall har inte existerat och därav har inte denna insamling varit nödvändig. Det relativt låga priset på PRN bidrar heller inte till att kommunerna finner det lönsamt att samla in ytterligare förpackningsavfall och sälja till dem som kan återvinna materialet eller energin. Ursprungstanken var att kommunerna, som i det brittiska systemet ansvarar för insamlingen, skulle kunna tjäna på att sälja detta avfall till företag som är godkända att återvinna materialet. Priset på PRN: s har dock varit så långt att kommunerna inte kunnat investera i insamlingssystem. Hela systemet kräver att marknaden fungerar optimalt, d.v.s. att de som återvinner skall kunna sälja PRN: s till producenter och sedan hitta köpare som vill köpa det återvunna materialet. Om priset på en PRN är tillräckligt högt kommer därmed företagen som återvinner att vara villiga att betala för att få förpackningsavfallet levererat. Systemets fungerar således inte optimalt idag.

Ett annat problem existerar gällande det brittiska folkets brist på kunskap om återvinning (Edie, 021129). Ett friåkningsproblem kan också sägas existera eftersom det finns producenter som inte registrerar sig och trots detta inte åker fast (t2e.co.uk). Dessa leder till att målet om återvinning inte uppnås.

3.3 Skillnad mellan Sveriges och Storbritanniens system

Två principiella skillnader mellan länderna har tydliggjorts. Sverige delegerade ansvaret till industrin medan Storbritanniens metod istället var att centralt organisera producentansvarets grunder. Detta innebär en stor skillnad emellan de två ländernas metod att införa producentansvaret. Det svenska systemet delegerar metod till producenterna, därav en *delegerad metod*. Det brittiska systemet innebär en mer centraliserad form av metod, där genomförande myndighet strukturerar upp tydliga riktlinjer åt producenterna, vilket ger en *centraliserad metod*. En annan betydlig skillnad är de två ekonomiska styrmedel som länderna använder sig av för att finansiera återvinningen, vilken inte är ekonomisk lönsam utan finansiering i endera land. Sverige använder sig av en industrisatt avgift, fortsättningsvis enbart avgift, medan Storbritannien använder en form av marknad med överlåtna rätter.

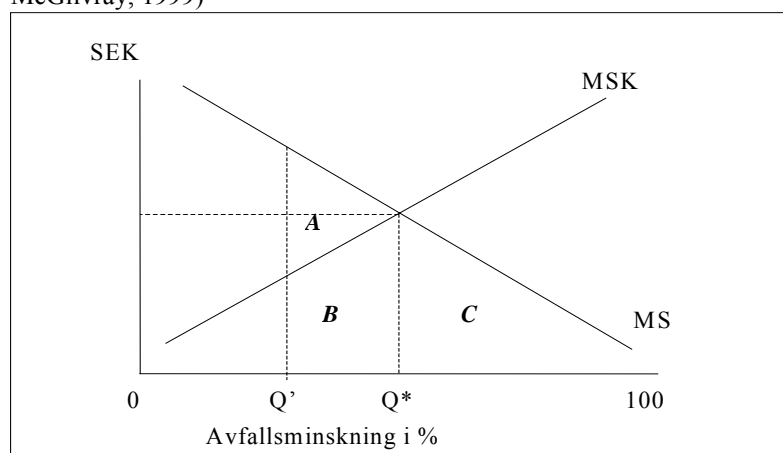
4. Analytisk jämförelse av system och styrmedel

Detta kapitel avser göra en analytisk jämförelse mellan två olika system och dess ekonomiska styrmedel, närmare bestämt centraliserat system, delegerat system, avgift samt överlåtna rätter. Olika system att införa ett producentansvar, samt för användning av olika ekonomiska styrmedel som kan användas för att finansiera återvinningen, medför självfallet skilda kostnader. Dessa kostnader drabbar såväl producenterna som samhället i helhet genom statens utgifter. Kapitlet inriktar sig på tre olika former av kostnader; producenternas marginalkostnader, kostnaden för fusk och de övriga transaktionskostnader som drabbar staten. Målen för återvinning antas vara likadana i de två jämförda systemen.

4.1 Kostnad och skada

Miljöpolitik försöker finna metoder och instrument som kan höja miljöskyddet till den lägsta möjliga kostnaden och om detta uppnås samtidigt som marginalkostnaden för åtgärden är lika med miljönyttan är kriteriet samhällsekonomisk effektivitet uppfyllt (Krarup, 2001). Det är väldigt viktigt att nå miljömålen till denna lägsta möjliga kostnad eftersom om målet inte kan nås på ett effektivt sätt så är det troligare att det är målen som urholkas då industrin kanske inte ger med sig i sina krav (Baumol and Oates, 1988). Figur 4.1 illustreras att den optimala avfallsminskningen, Q^* , infinner sig där den marginella kostnaden för samhället för att minska avfallet (MSK) är lika med den marginella skadekostnaden av förpackningsavfallet (MS) (Perman and McGilvray, 1999).

Figur 4.1 Den samhällsekonomiskt effektiva avfallsminskningen minimerar summan av skadekostnaden och kostnaden för att minska avfallet. (Perman and McGilvray, 1999)



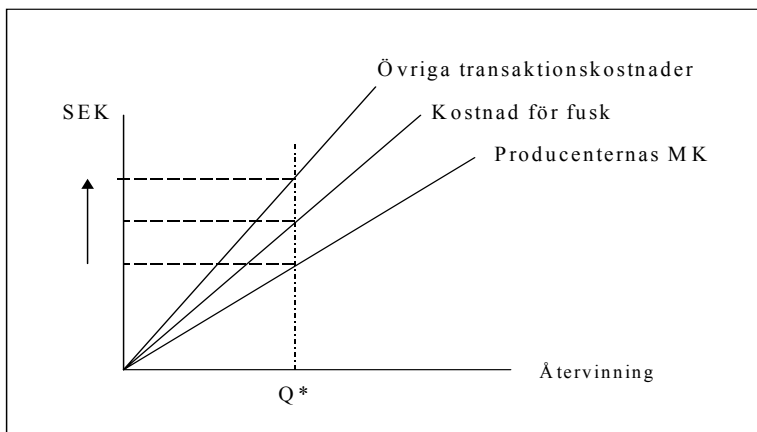
X-axeln skulle kunna stå för återvinning likväl som avfallsminskning, som den gör i exemplet, om återvinning är den specifika metoden att nå avfallsminskningen med. Fortsättningsvis används återvinning på x-axeln och återvinning antas därmed leda till en lägre avfallsmängd. Den marginella skadekostnaden (MS) som

förpackningsavfallet leder till antas vara känd och linjär och har en negativ lutning, d.v.s. skadans kostnad blir mindre ju större minskning av avfallet som äger rum. MSK däremot antas ha en positiv lutning vilket innebär att ju större avfallsminskning som krävs ju högre blir den totala kostnaden på marginalen. Vid en avfallsminskning lika stor som Q^* är de totala kostnaderna för att åtgärda skadorna (triangel C) och de totala kostnaderna för att åtgärda skadorna (triangel B) den lägsta möjliga. Resultatet kan tolkas som att en minskning av ytterligare en enhet förpackningsavfall skall utföras så länge som kostnaden för skadan av denna enhet är större än det kostar att reducera enheten. Ingen annan kombination ska kunna ge lägre kostnader. Att detta stämmer kan visas med ett exempel i figur 4.1 där samhället istället minskar förpackningsavfallet till punkt Q' , vilket ger mer avfall än om Q^* procent minskades. Avfallsminskningen Q' ger kostnaden $A + B + C$. Triangeln A är den välfärdsförlust som uppstår av att för mycket förpackningsavfall resulterar på marknaden då skadekostnaden vid denna nivå avfall överstiger den kostnad som det kostar samhället att åtgärda skadan.

4.1.1 Samhällets marginella kostnad

En självklar kostnad för ett producentansvarssystem är producenternas kostnad för att delta. En ytterligare kostnadspost är dock transaktionskostnader av olika slag. Transaktionskostnader är de kostnader som uppkommer då man genomför någonting, som här att införa och administrera ett producentansvarssystem (OECD, 2001). Transaktionskostnader brukar indelas i *ex ante* och *ex post* kostnader (Nilsson, 1998). Större delen av *ex ante* kostnaderna tillkommer innan systemet är i bruk, d v s de övriga transaktionskostnaderna nedan. *Ex post* kostnader tillkommer efter det att systemet tagits i bruk och illustreras i uppsatsen som producenternas marginalkostnad och kostnaden för att fusk äger rum. Figur 4.2 visar hur olika former av kostnader ökar den totala kostnaden för att återvinna Q^* procent.

Figur 4.2 Den samhällsekonomiskt effektiva avfallsminskningen minimerar summan av skadekostnaden och kostnaden för att minska avfallet. (Perman and McGilvray, 1999)



Tillsammans utgör dessa tre kostnader den totala marginella kostnaden för samhället, MSK. Varje kostnad ökar den totala MSK ytterligare för att uppnå givet mål, d.v.s. Q^* i figur 4.2. MSK berör såväl staten som producenter (Naturvårdsverket, 1997). Kostnaderna i figur 4.2 är;

- 1) **Producenternas marginalkostnader.** Kostnader som uppstår hos företag och andra för att genomföra åtgärden. Här ingår även transaktionskostnader som drabbar producenten direkt.
- 2) **Kostnader för fusk.** Kostnader för att fusk finns ökar kostnaden att nå målet.
- 3) **Övriga transaktionskostnader för staten.** Kostnader för att få till en reglering, innebärande allt från förhandlingskostnader till kostnader för utredningar innan åtgärden kan tas i bruk.

4.2 Delegerat och centraliserat system

De två systemen, centraliserat och delegerat, skiljer sig åt på flera plan. De främsta skillnaderna gäller frivilligheten då det i ett delegerat system till stor del krävs att producenterna är villiga att delta i producentansvaret (Hansen, 1996). Detta då införfandeformen innebär att en stor del av ansvaret för det verkliga uppnående överlämnas till producenterna själva. Metoden är med detta ett förfarande som är formulerad gemensamt av producenterna och myndigheten. Teoretisk bakgrund till den form av delegerad metod som denna uppsats utreder förekommer i teori om frivilliga överenskommelser. Denna teori är dock väldigt omfattande vilket gör att enbart en form av frivillig överenskommelse kan anses vara likställd den mer begränsade metoden som detta delegerade system innebär²³.

Den centraliserade metoden representerar däremot en mer traditionell form av organisering där myndigheten har mer att säga till om gällande metod och i och med detta inte behöver industrins formella godkännande av det valda systemet på samma sätt. I den centraliserade metoden bestämmer myndigheten mer gällande *hur* målen ska nås jämfört med en mer delegerad metod (Hansen, 1996).

Den delegerade metoden antas vara en form av "joint environmental policy-making" (fortsättningsvis kallad JEP) (Mol, 2000). Ett exempel på en sådan är en frivillig eller förhandlad överenskommelse. I frivilliga överenskommelsers snävaste definition är detta ett instrument för överenskommelser om medlen, där myndigheterna sätter de övergripande miljömålen men överlåter till industrin att besluta om de lämpligaste medlen att uppfylla dessa mål (Nilsson, 1998). Den delegerade metodens initiala överenskommelse med industrin resulterar inte i att metoden lagstiftas genom detaljer.

JEP kan ses på ett kontinuum som i figur 4.3, där det hamnar mellan total självreglering utan statligt ingripande och direkt reglering som i regel detaljreglerar de privata aktörerna (Mol, 2000).

²³ Teori om frivilliga överenskommelser omfattar t.ex. såväl helt frivilliga åtgärder utan myndighets inblandning som myndighetsinitierade program där producenterna kan välja att delta. (Se OECD, 1998, för ytterligare information om olika former av frivilliga överenskommelser)

stycke behandlar därför de två systemens kostnader för det fusk som kan äga rum, vilket som redan visats ökar samhällets totala marginalkostnad för att uppnå givet mål. Att uppnå efterlevnad bland producenterna är viktigt, både för att nå de uppsatta målen men även för att styrningen skall vara rättvis gentemot alla berörda aktörer (OECD, 2001).

Den faktiska kostnaden för att övervaka producenterna diskuteras senare i kapitlet, som en övrig transaktionskostnad (stycke 3.2.3). Här urskiljs enbart vilket av de två systemen som kommer att leda till störst fusk och därmed fuskkostnad genom att se på ett företags val i respektive situation. De två systemen analyseras med avseende till ökningen av kostnad och därför antas densamma pris på styrmedlet (p).

Det förekommer två olika sätt att tänka om hur företag betar sig under en reglering (Gren, föreläsning 2000):

- 1) De gör sitt bästa för att följa regler
- 2) Deras beslut baseras på den aktuella kostnaden och vinsten med att delta/ej delta.

Det förstnämnda används främst av statsvetare och sociologer och den sistnämnda av ekonomer. Generellt så gäller att ju lägre kostnaden är för att vara med i ett system desto lägre incitament för att fuska ges producenterna, och vice versa (OECD, 2001). Målsättningen bör därför vara att den totala kostnaden för en producent för att delta bör vara så låg som möjligt, alternativt bör den totala kostnaden för att inte delta vara hög och därmed avskräckande.

Enligt nationalekonomisk teori uppstår drivkraften att bryta mot reglerna när intäkterna för att göra så överstiger kostnaderna (Naturvårdsverket, 1997). Intäkterna i detta fall utgörs av de kostnader som producenten undviker genom att inte följa de givna villkoren. Kostnader för att fuska består av de straff som tillkommer om inte lagen följs. I huvudsak är dessa böter, men det kan även innebära annat som försämrat rykte eller uteslutning. Andra faktorer som spelar in är moralen hos producenterna samt huruvida de finner regleringen vara legitim.

Följande gäller: (Gren, föreläsning 2000. Egen bearbetning)

$$A^{\text{total}} = A^{\text{lagligt}} + A^{\text{fusk}}$$

A^{total}	;	Det totala resulterande avfallet
A^{lagligt}	;	Avfall minus det som måste gå till återvinning (och vilket företaget betalar för)
A^{fusk}	;	Avfall som inte går till återvinning fast det ska enligt lag (resultatet av företagets fusk)

Det totala avfallet är lika med avfallet från företaget efter att dess procentuella andel har återvunnits, men även plus det avfall som borde ha återvunnits men vilket företaget struntat i.

Vidare gäller;

u ; Upptäcksrisk vid fusk
 $S(A^{\text{fusk}})$; Straff vid upptäckt

$$\text{Där } \frac{\delta S}{\delta A^{\text{fusk}}} > 0$$

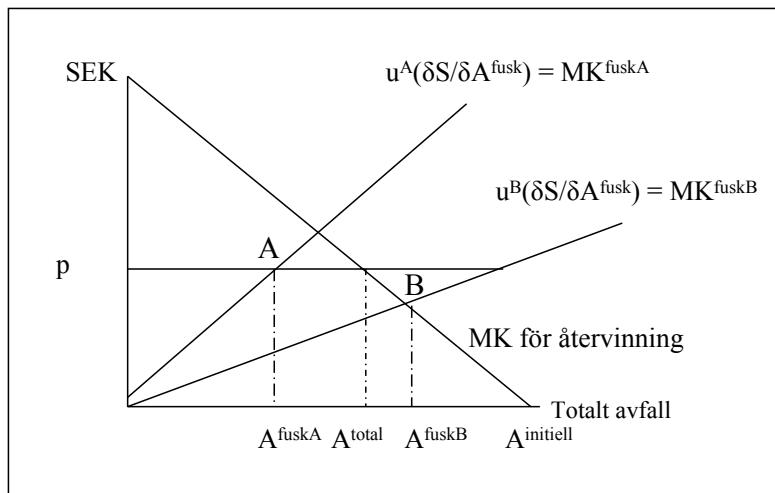
Ekvation (2) nedan illustrerar den situation som företag i ett system ställs mot (Gren, föreläsning 2000). Företaget vill minimera kostnaden av dess återvunna avfall, av att betala priset på styrmedlet och av risken för ett eventuellt straff för dess fusk.

$$\text{Min}_{A^{\text{fusk}}, A^{\text{lagliga}}} C^p = C(A^{\text{initial}} - A^{\text{fusk}} - A^{\text{lagligt}}) + pA^{\text{lagligt}} + uS(A^{\text{fusk}}) \quad (2)$$

Där: p ; det styrmedel som företaget ställs mot (avgift/överlåten rätt)
 A^{initial} ; Den ursprungliga avfallsnivån, före systemets införande.

Figur 4.4 illustrerar situationen med två olika exempel på marginalkostnadskurva för fusk, en som är högre (A) och en som är lägre (B). Marginalkostnadskurvan för att återvinna antas ha en negativ lutning eftersom ju mer avfall desto lägre blir den totala kostnaden för återvinning.

Figur 4.4 Marginalkostnad för fusk (Gren, föreläsning 2000. Egen bearbetning)



Då marginalkostnaden av att fuska ser ut som MK^{fuskA} kommer producenterna att betala priset på styrmedlet mellan A^{fuskA} och A^{total} . (Fram till A^{fuskA} kommer producenterna dock att fuska då det är billigare än att betala priset på styrmedlet.)

Om marginalkostnaden ser ut som $MK^{\text{fusk}B}$ kommer deltagarna enbart att fuska då detta är billigare än att betala priset p .

Nedan fortsätter analysen gällande relationen mellan de två systemen och den sista delen i ekvation (2) ovan, upptäcksriskerna multiplicerat med straffet; $d v s uS(A^{\text{fusk}})$ (fuskkostnaden). Marginalkostnadskurvan antas fortsättningsvis vara samma inom båda systemen.

I ett **delegerat system** delegeras ansvaret till producenterna utan detaljreglering av t ex sanktioner, så producenterna förutsätts delta av egen vilja. Låg statlig övervakning innebär att den delegerade metoden har en låg sannolikhet att upptäcka fuskare, enligt (2) ovan, då inga stora resurser satsas på övervakning eller sanktionsförfarande. Utan övervakning och sanktioner så blir den marginella kostnaden av att inte delta liten vilket leder till en ökad nivå av fusk och friåkning (Varian, 1996).

Den delegerade metoden kan dock finna stöd i andra förklaringar till deltagande, förutom ekvation (2) som enbart inkluderade just övervakning och sanktioner. Några sådana alternativa förklaringar är hot om ökad reglering och förekommande sociala normer. Incitament till deltagande ges i den delegerade metoden genom ett hot om ytterligare detaljreglering på området om inte producenterna själva klarar av att nå de uppställda målen (Barth and Dette, 2001). Detta hot ökar kostnaden för att inte delta på lång sikt. Ett hot om ökad detaljreglering eller ökad framtida övervakning kan därmed öka incitamenten för deltagande på samma sätt som hög sannolikhet att upptäckas och höga sanktioner (Cohen, 1999). Denna form av omvänt incitament kallas även för "enforcement leverage", d.v.s. att hotet leder till att deltagande sker trots relativt låg övervakning och låga sanktioner. En annan förklaring är att konsumenternas gröna efterfrågan påverkar producenterna att delta då de kan göra en förtjänst av att vara "gröna" (Krarup, 2001). Sociala normer kan också bidra till att producenter deltar i systemet då dem anser att det är rätt sak att göra (Cohen, 1999). Dessa teorier används normalt främst av statsvetare och sociologer för att förklara varför företag följer regler. En viss del av deltagandet sägs bero på sociala normer och det faktum att individer generellt vill lyda lagar. Deltagandet antas också vara större då deltagarna tycker att styrningen är legitim och rättvist tillämpad.

I ett **centraliserat system** finns det ett övervakningssystem (kostnaden för detta diskuteras nedan) vilket ökar risken att åka fast för fusk. Ju högre straffet sätts för dem som fuskar ju högre blir summan av $uS(A^{\text{fusk}})$. Även en situation med ett lågt straff tillsammans med en hög övervakning kan leda till en låg fuskkostnad. Båda variabler bör därför vara höga för en högre fuskkostnad.

4.2.3 Övriga transaktionskostnader

De övriga transaktionskostnaderna som diskuteras består av kostnader för övervakning, olika administrativa kostnader och kostnader för beslutsprocessen.

Kostnader för övervakning består främst av upprätthållande av ett övervakningssystem för att kontrollera att producenterna följer systemet samt av de kostnader som tillkommer vid införandet av ett helt nytt övervakningssystem i det initiala skedet, d.v.s. för administrationen (Nilsson, 1998). Andra administrativa kostnader för införandet av systemet kan belasta stat, län och kommun beroende på hur organisationen ser ut (OECD, 1997). Kostnader som

existerar för att ta beslut och för att förhandla överenskommelser är ytterligare en kostnadspost (Lesser, 1997). Kostnaden för förhandlingar beror på hur pass mycket förhandling som kommer att föregå målsättningsprocessen och genomförande processen (Krarup, 2001). Här antas dock målsättningen vara fast från början.

Ett **delegerat system**, som baseras på en frivillig överenskommelse, har potential att reducera flera administrationskostnader gällande övervakning (Segerson and Li, 1999). Övervaknings-kostnaderna för staten blir därmed lägre än i ett centralt styrt system då staten ej behöver administrera övervakning. Ett frivilligare system som det delegerade kan även minska tidsfördröjningen mellan design och det aktuella införandet av ett system vilket i sin tur kan minimera kostnaderna för att söka all information som behövs (Segerson and Miceli, 1999). En snabbare process innebär att nyttan som producentansvaret skall ge nås snabbare. Det delegerade systemets kostnader innan systemet kan tas i bruk kan antas bli än lägre om den tidskonsumerande lagstiftningsprocessen för att utfärda regleringar, skatter eller avgifter helt kan undvikas (Nilsson, 1998).

Ju färre inblandade aktörer i det delegerade systemet desto snabbare kan processen föras och desto större blir kostnadsvinsterna. Den delegerade metoden innebär också en lägre kostnad avseende den tid som krävs för att finna den korrekta informationen, då industrin själva besitter informationen och vet vilket specifikt förfaringssätt som är det effektivaste (Nilsson, 1998). Kostnaden för att finna information i ett delegerat system kommer att vara som allra lägst om de berörda företagen är homogena då informationen är relativt lika för alla berörda företag och dess privata kostnader för åtgärder densamma. Det delegerade systemet medför även mycket flexibilitet eftersom producenterna har möjlighet att själva bestämma den metod som passar dem (Barth and Dette, 2001).

I ett **centraliserat system**, där myndigheten detaljreglerar producenterna, kan kostnaderna för att kontrollera efterlevnaden bli väldigt höga eftersom det är höga kostnader förknippade med såväl övervakning som att hantera sanktioner (Cohen, 1999). Även kostnaderna för att driva processen från anmälan till ett fällande bör inräknas. För att regeringen ska undvika ett regleringsmisslyckande krävs även perfekt information för att kunna genomföra den bästa åtgärden (Lesser, 1997). Då ett centraliserat system styrs av myndigheten och denna information enbart finns hos producenterna kan det leda till att såväl tid som pengar går åt för att erhålla information. Systemet innebär därför en mindre flexibel lösning än det förra därför att metoden för att nå de förutbestämda målen inte bestäms av dem som direkt påverkas av beslutet, d.v.s. producenterna.

Lagstiftningsprocessen om systemet och styrmedlen innebär ytterligare en kostnadspost tillsammans med eventuella förhandlingskostnader i ett centraliserat system, men dessa kan även ta plats i den delegerad metoden vilket visades ovan. Ju fler aktörer och ju fler grupper i samhället som involveras, desto krångligare blir det för en myndighet att utforma ett optimalt system (Barth and Dette, 2001). Om många olika myndigheter måste involveras i processen så kommer beslutsprocessen att ta lång tid.

4.3 Avgift och överlåtbara rätt

Ett införande av ett producentansvar för förpackningar kräver styrmedel (Lidman, 1993). Styrmedel är fundamentala för att nå miljöpolitikens mål, då det är dem som verkligen ser till att målen nås och inte enbart förblir vackra målsättningar (Costanza, 1997). Det hörs i namnet att styrmedel är avsedda att styra upp så att det resultat som målsättningen statuerar verkligen nås i praktiken. De två styrmedel som jämförs i detta arbete, avgifter och överlåtbara rätt, är exempel på ekonomiska styrmedel. Andra typer av styrmedel, men som ej diskuteras här, är administrativa (t.ex. förbud, regleringar, återtagsplikt) och informativa (t.ex. information, kampanjer) (Lidman, 1993).

Genom ett ekonomiskt styrmedel prissätts den återvinning som skall uppnås och styrmedlet påverkar den relativa kostnaden för olika typer av förpackningar och dess hantering. Genom att det nya priset följaktligen bättre avspeglar samhällets kostnader för miljöförstöring och resursutnyttjande kommer producenter som tidigare producerade "för billigt", med hänsyn till förpackningarnas miljöskada, nu att ta hänsyn till den korrekta kostnaden (Ahlner et al, 2002).

De två ekonomiska styrmedel som diskuteras här, avgift och överlåtbara rätt, når målet om återvinning på två olika sätt (Baumol and Oates, 1988). Ett sätt är att reglera kvantiteten förpackat avfall så att den befinner sig på nivån Q^* , vilket styrmedlet överlåtbara rätt baseras på. Ett annat tillvägagångssätt är att reglera *priset* på förpackningsavfallet så att kostnaden inkluderas i den totala kostnaden, vilket avgiften gör.

En avgift är ett styrmedel som antas pressa ned den emission som önskas reduceras till önskad nivå, genom att den läggs som en extra kostnad för producenten (OECD, 2001). Den form av avgift som behandlas här är en vars intäkt är öronmärkt till ett visst ändamål. Jämfört med en skatt så kan intäkten användas till ett specifikt syfte, genom en fond eller program. Avgiftens effektivitet beror då till stor del på vilka investeringar som görs och dess effektivitet för målsättningen. En skatt å andra sidan måste vara så nära som möjligt den korrekta marginalkostnaden för den miljöskada förpackningsavfallet åstadkommer för att vara effektiv. Genom en avgift på emissionen ges ett incitament till producenterna att minska emissionen så länge kostnaden för detta är lägre än att betala avgiften (Lesser, 1997).

Styrmedlet överlåtbara rätt benämns ofta som utsläppsrätt i teorin men namnges fortsättningsvis överlåtbara rätt då det här ej gäller utsläpp i dess vanligaste bemärkelse. System med överlåtbara rätt är ett styrmedel som blivit allt mer populärt under de senaste decennierna, speciellt i USA²⁴ (Baumol and Oates, 1988). Handel med överlåtbara rätt innebär att ett kvantitativt tak sätts, för t.ex. maximalt utsläpp eller avfall, och att alla aktörer erhåller ett individuellt kvantitativt mål som de måste uppnå inom denna total (OECD b, 2001). Ett system med överlåtbara rätt skiljer sig från ett rent administrativt styrmedel genom att de utdelade rätterna därefter kan byta ägare genom handel. Genom att dessa rätt kan

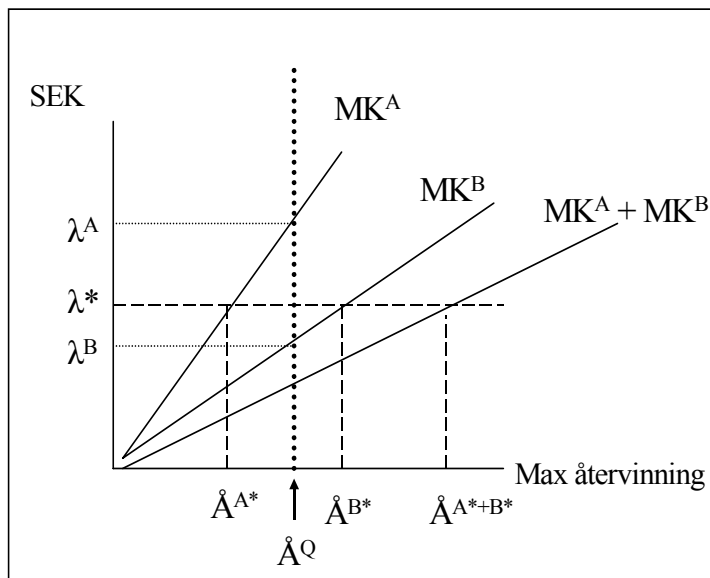
²⁴ Det första förslaget till ett system med överlåtbara rätt så som det är utvecklat idag publicerades på 1960 talet av J.H. Dales, i vilket han föreslog överlåtbara rätt som ett alternativ till avgifter (Baumol, 1988).

köpas och säljas uppnås målen till det lägsta priset eftersom den som åtgärdar problemet då har lägst kostnad för att göra så.

4.3.1 Producenternas marginalkostnad

Såväl avgift som överlåtbara rätter ger upphov till ett kostnadseffektivt beteende hos producenterna och detta utan att detaljerad kunskap om producenternas återvinningskostnader och förutsättningar behövs (Brännlund och Kriström, 1998). Detta innebär att producenterna kommer att få samma kostnad för den direkta kostnaden för att återvinna oavsett vilket styrmedel som används för att nå det givna målet. Figur 4.5 illustrerar varför det är så.

Figur 4.5. Producenternas marginalkostnad vid olika styrmedel (Egen bearbetning)



Figuren illustrerar två olika producenter, A och B, med skilda kostnader för att återvinna. Producent B har en lägre kostnad (MK^B) än producent A (MK^A). Oavsett vilket av styrmedlen som används kommer nivån \hat{A}^{A+B*} att uppnås till den lägsta möjliga kostnaden.

I ett **avgiftssystem** kommer priset λ^* leda till att producent A väljer att återvinna \hat{A}^A , alltså mindre än producent B som väljer att återvinna \hat{A}^B . För producent B är det billigare att återvinna fram till \hat{A}^B än att betala avgiften, för producent A går därmed gränsen tidigare. Eftersom avgiften är lika för alla kommer de enskilda producenterna att anpassa beteendet efter sina egna kostnader.

I ett system med **överlåtbara rätter**, där den totala kvantiteten återvinning bestämts till \hat{A}^{A+B*} , blir marknadens pris λ^* . Rätterna delas ut lika till producenterna som skall återvinna \hat{A}^Q vardera. När de två får möjlighet att handla med varandra så accepterar B att återvinna ytterligare en enhet om A bjuder mer än λ^B för detta eftersom intäkten från försäljningen av rätten överstiger producent B:s kostnad för att återvinna en enhet. A och B kommer därmed att fortsätta handeln tills A återvinner \hat{A}^A och B återvinner \hat{A}^B , d v s där priset är lika med λ^* .

4.3.1.1 Producenternas olika administrativa kostnader

Ovan gäller dock enbart den direkta kostnaden för att återvinna. Beroende på vilket styrmedel som används av de två producenterna så har de olika effekt på producenterna då de bidrar till olika administrativa kostnader för att delta i systemet.

För ett **avgiftssystem** så berör en ytterligare kostnad den finansiella bördan på producenterna i och med att de nu måste betala en avgift per enhet som avgiftsbeläggs, utöver den kostnad som tillkommer att minska avfallet (Baumol and Oates, 1988). Detta leder till att producenternas produktionskostnad ökar tillsammans med tiden för övrig administration. Triangel A i figur 4.6 illustrerar denna ytterligare finansiella börda.

Även gällande ett system med **överlåtna rätter** tillkommer det extra kostnader för de involverade producenterna då systemet används. Producenternas kostnader för att handla med dessa rätter benämns transaktionskostnader, d.v.s. kostnader att finna information, genomföra en affär och att delta (Stavins, 1999). Dessa kostnader minskar den totala kostnadseffektiviteten och väldigt höga transaktionskostnader kan till och med leda till att ingen handel överhuvudtaget äger rum mellan producenterna. Ingen handel vore en nackdel för kostnadseffektiviteten men inte för miljömålet. Höga transaktionskostnader leder därmed till en icke optimal återvinningsfinansiering där inte kostnaderna fördelas på ett optimalt sätt mellan aktörerna (OECD b, 2001). Olika administrativa faktorer som till exempel kan leda till transaktionskostnader är restriktioner gällande områden och tid som försvårar handel.

En ytterligare kostnad som bör nämnas för ett system med överlåtna rätter är de anpassningskostnader som tillkommer i systemets inledningsskede (OECD, 2000). Dessa kan bli högre för producenterna i ett system med överlåtna rätter än inom ett avgiftssystem om priset på rätten tenderar att fluktuera mycket. En avgift fluktuerar inte lika mycket inledningsvis som priset på en överlåtten rätt och fluktuationen gör det svårt för producenterna att planera långsiktigt. Mekanismer som att t.ex. lagra rätter över tid och införande av terminer kan minimera de kostnader som denna osäkerhet leder till²⁵. Dessa kostnader kan även minimeras om tidsspannet är relativt långt eftersom det tar tid för en marknad att växa upp och fungera. Längre perioder leder också till att producenterna kan/vågar satsa på mer långsiktiga investeringar.

4.3.2 Kostnaden för fusk

Effektiviteten hos olika styrmedel beror till stor del på de mekanismer som de fungerar med i verkligheten (Stern, 2003). Detta stycke avser försöka urskilja om avgift respektive överlåtten rätt skiljer sig åt beträffande fuskkostnad. Hur pass stor efterlevnad dessa två ekonomiska styrmedel kommer att leda till beror till stor del på dess möjlighet till övervakning och storleken på en eventuell sanktion (Bohm, 1997).

Stycke 3.2.2 utredde kostnaden för fusk under två olika system och där presenterades ekvationen nedan (Gren, föreläsning 2000);

²⁵ För en djupare genomgång om användningen av terminer för utsläpp, se t.ex. Nikkarinen, 2002

$$\text{Min}_{A^{\text{fusk}}, A^{\text{lagliga}}} C^p = C(A^{\text{initial}} - A^{\text{fusk}} - A^{\text{lagligt}}) + pA^{\text{lagligt}} + uS(A^{\text{fusk}}) \quad (3)$$

Nedan diskuteras ekvation (3) med avseende på ett avgiftssystem, till att börja med, och därefter ett system med överlåtna rätter.

4.3.2.1 Kostnad för fusk i ett avgiftssystem

Stycke 4.2.2 nämnde att om u och/eller $S(A^{\text{fusk}})$ är lågt kan det bli billigare att fuska än att lagligen betala priset på avgiften, d v s p ovan. (u var upptäcksriskens vid fusk och $S(A^{\text{fusk}})$ straffet vid en eventuell upptäckt) Sambandet där marginalkostnaden av att följa lagen (d.v.s. att betala p) är lika med marginalkostnaden av att fuska skrivs;

$$P = u (\delta S / \delta A^{\text{fusk}}) \quad (4)$$

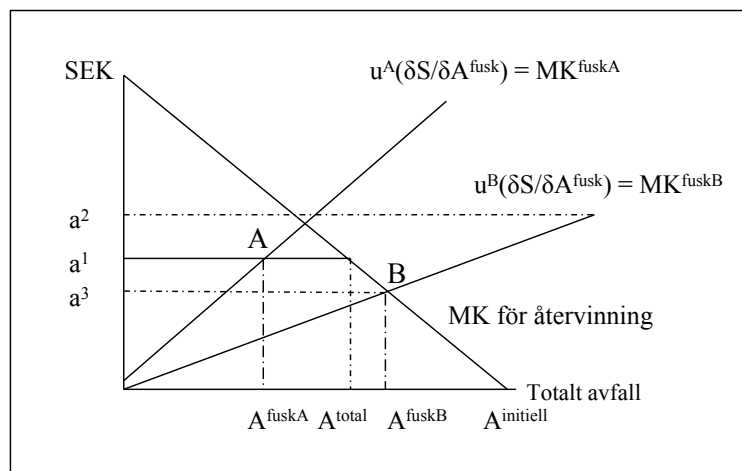
Om upptäcksriskens vid fusk (u) och/eller straffet vid upptäckt ($S(A^{\text{fusk}})$) är lågt kan det alltså vara förmånligare att fuska än att lagligen betala priset på styrmedlet. P är då marginalintäkten, d v s vad producenten tjänar på att inte betala avgiften. Följande gäller;

$$P > u (\delta S / \delta A^{\text{fusk}}) \quad \longrightarrow \quad A^{\text{fusk}} \text{ stiger}$$

$$P < u (\delta S / \delta A^{\text{fusk}}) \quad \longrightarrow \quad A^{\text{fusk}} \text{ sjunker}$$

Situationen i ett system med avgift blir då följande; beslutet om producenten kommer att betala avgiften eller fuska kommer att bero på marginalfuskkostnadskurvans lutning samt på avgiftsnivån. Ju lägre pris på avgiften desto mindre fusk, vilket visas i figur 4.6. Värdet längst till vänster i figuren är lika med minimalt avfall, d.v.s. där sker maximal återvinning och därmed är fuskkostnaden noll.

Figur 4.6. Beslut om fusk under ett avgiftssystem (Egen bearbetning)



I figuren visas att vid en situation där man har punkt A och avgift a^1 så är det billigare att betala avgiften än att fuska. Situationen B ser annorlunda ut vid en avgift som a^1 . Då är kostnaden för att fuska lägre än att betala a^1 .

En lägre satt avgift, t ex till priset a^3 , sätter beslutet i ett annat ljus. Vid situation B blir nu kostnaden för att betala avgiften lägre än fuskkostnaden. Beroende på om avgiften är hög eller låg blir alltså resultatet olika. Om inte avgiftsnivån justeras efter efterfrågan och utbud så kommer fusk stanna på samma nivå i ett avgiftssystem.

4.3.2.2 Kostnad för fusk i ett system med överlåtna rätter

Under en marknad med överlåtna rätter ser situationen ut som i ekvation (5) nedan:

$$\text{Min}_{A^{\text{fusk}}, A^{\text{lagligt}}} C^p = C(A^{\text{initial}} - A^{\text{fusk}} - A^{\text{lagligt}}) + uS(A^{\text{fusk}}) - Z(A^{\text{rätter}} - A^{\text{lagligt}}) \quad (5)$$

$A^{\text{rätter}}$; Det avfall som producenten enligt de utdelade rätterna ska återvinna.
 z ; Priset på rätterna
 A^{lagligt} ; Det avfall som går till återvinning och vilket producenten har betalat rätter för.

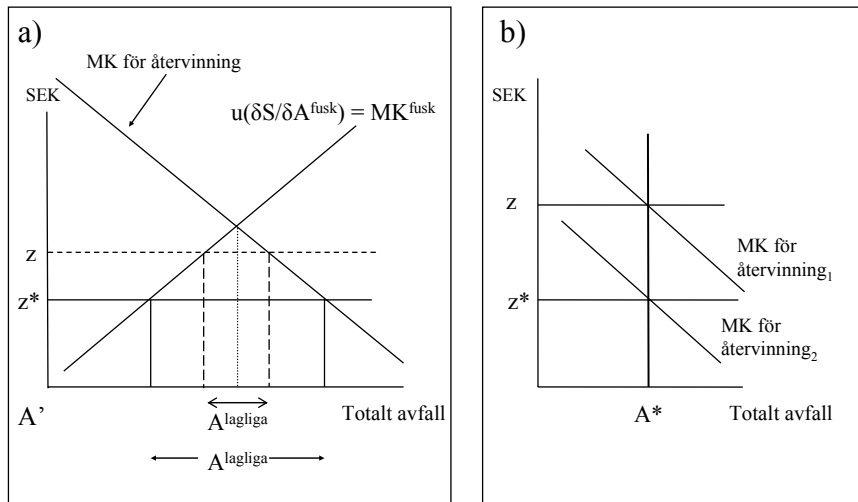
Ekvation (5) ger att;

$$Z = u (\delta S / \delta A^{\text{fusk}})$$

Storleken på A^{lagligt} vid ett pris på rätterna som är z illustreras i figur 4.7 nedan. Eftersom fuskkostnaden i figur a) till en början är lågt och priset på en rätt är högt så kommer folk att fuska utöver det som lagligt får släppas ut.

Skillnaden mellan avgiftssystemet och systemet med överlåtna rätter är att det senare automatiskt leder till att efterfrågan på rätter minskar, vilket direkt sänker priset på rätten. Figur b) visar detta. A^* är den kvantitet som fastställts för rätterna. Till en början (priset z , figur a), så fuskar producenten avståndet mellan A^{lagligt} och A^* . I situationen med det nya priset, z^* (som är lägre än det tidigare z) minskar detta avstånd, d.v.s. mindre fusk äger rum.

Figur 4.7 Överlåtbara rätter och fuskkostnaden (Egen bearbetning)



Marknadens justering av priset z ned till z^* , genom den minskade efterfrågan på rätter, leder alltså till att mindre fusk äger rum eftersom det blir billigare att delta då rättens pris är lägre. Fler producenter kommer då att delta. På samma sätt ökar då kostnaden för att fuska eftersom det blivit billigare att vara laglig. Fuskkostnaden är som allra lägst vid A' där återvinningen är maximal. Efter hand kommer dock priset att åter stiga då efterfrågan på rätterna ökar.

Figuren ovan visar att ju högre pris på z ju mindre lagligt avfall resulterar, d.v.s. desto mer fusk. Figuren illustrerar även att ju högre fuskkostnaden är desto mer lagligt avfall resulterar, eftersom alternativet till att delta har blivit dyrare. Styrmedlet överlåtbara rätter har alltså en låg kostnad för fusk eftersom priset på rätten helt styrs av efterfrågan. Om efterlevnaden sjunker så minskar även efterfrågan på rätterna.

4.3.3 Övriga transaktionskostnader

Det finns en ytterligare aspekt på ett styrmedels kostnader, nämligen de kostnader som förknippas med övervakning, administration och införande av styrmedlet (Perman and McGilvray, 1999). Dessa benämns i denna uppsats för övriga transaktionskostnader.

Man kan säga att kostnaden för övervakning kommer att bero på hur övervakningen utförs och detta oavsett vilket styrmedel som används. Direkta mätningssystem som mäter fysiskt kostar mer än vad mindre fysiska mätningar gör. Om redan existerande och fungerande system för övervakning kan användas eller utnyttjas kan utvecklingskostnaderna för att skapa ett helt nytt övervakningssystem minska. Ytterligare en relaterad kostnadspost benämns som anpassningskostnader och dessa är nära kopplade till den osäkerhet som existerar om framtida kostnader och risk (OECD, 2000).

Inom ett **avgiftssystem** tillkommer det ett antal kostnadsposter för den löpande användningen av styrmedlet (Lesser, 1997). Hit kan t ex räknas kostnader för övervakning och justering av avgiften då omvärlden förändras. Att övervaka producenterna för att se att de betalar den korrekta avgiften är en svår uppgift men inte svårare än att kontrollera ett administrativt styrmedel (Bohm, 1997). En avgift som är lagbunden och där rapportering sker till andra instanser behöver ej vara svår att övervaka. Ett system som baseras på avgifter kräver också en särskild administrativ organisation (Brännlund och Kriström, 1998). Storleken på övervakningskostnaderna kommer därmed bero på huruvida en helt ny organisation kommer att behövas för systemets användning och om vana att administrera liknande finns tidigare. Kan administrationen i stället samköras med ett redan existerande skatte- eller avgiftssystem kan dessa kostnader mildras avsevärt. Om basen för avgiftsuttaget måste kunna mätas på ett tillförlitligt sätt kan även detta bli en avsevärd kostnad (OECD b, 2001). Hur svårt det är att mäta avfallet bidrar till den totala kostnaden men även antalet källor som involveras.

En annan kostnadspost som kan bli aktuell för ett avgiftssystem är justeringskostnader i de fall myndigheten måste förändra avgiftens nivå om korrekt målsättning ej uppfylls (Baumol and Oates, 1988). Det kan även ses som en negativ aspekt för producenterna om avgiften konstant förändras, då det blir mer kostsamt för dem att anpassa sin produktion och dess teknologi under osäkerhet. Men för att undvika effektivitetsförluster till följd av en felaktig satt avgiftsnivå måste dessa transaktionskostnader för justeringen få uppstå (Bohm, 1997).

En avgift har egenskapen att den samlar in en intäkt. Intäkten kan användas till ett specifikt syfte eller gå direkt in i statsbudgeten. I motsats till ett administrativt styrmedel, som inte ger en intäkt, har därmed avgiften en omfördelade effekt, från "förorenaren" till allmänheten (Brännlund och Kriström, 1998). En ytterligare fördel med en avgift är att nya företag som kommer in på marknaden enkelt kan hanteras och det faktum att målet kommer att nås på ett kostnadseffektivt sätt så länge marginalskadepkurvan inte förändras. Man bör även se över "the cost of running government", d.v.s. kostnaden för ansvarig myndighet att administrera avgiften (Lesser, 1997). Genom att avgiftens intäkt kommer in till den som administrerar avgiften kan denna väga upp mot dessa övriga transaktionskostnader.

Om man istället ser närmare på ett **system med överlåtna rätter** så innebär ett sådant system i stort sett samma problem att övervaka som att övervaka att en avgift faktureras (Bohm, 1997). Men eftersom rätterna är just överlåtbara så måste producenternas rätter samstämma med den handel som skett vilket kan komplicera övervakningen, jämfört med att t ex övervaka att en avgift har betalats. Under ett system med överlåtna rätter kan den ansvariga myndigheten endast observera den aktuella emissionen genom kostsam övervakning (Cohen, 1999). Ett system med överlåtna rätter kan även endast fungera tillfredställande om det är trovärdigt och för att klara av detta måste sanktioner utföras för de aktörer som inte följer reglerna (OECD b, 2001). Detta eftersom ett system med överlåtna rätter förutsätter att alla producenter återvinner just deras tilldelade kvot och om en producent då inte deltar så kommer inte den förbestämda totala nivån för samhället att uppnås (OECD b, 2001). Sammanfattningsvis så är instrumentet överlåtna rätter svårt att använda i verkligheten utan en bra, och därmed kostsam, övervakning (Sterner, 2003).

Även formgivningen av ett helt nytt program med överlåtna rätter kostar mycket, såväl gällande utvecklingen som för den tid det tar att införa ett helt nytt system (OECD b, 2001). Om en helt ny form av administration måste skapas för att styra det helt nya systemet kan kostnaderna öka ytterligare. Om istället en redan befintlig administration kan användas, en som t.ex. redan handhar skatter eller ett liknande system med överlåtna rätter, minskar denna kostnad för administrering. En ytterligare kostnad för samhället är för skapandet av nödvändiga lagar för t.ex. kontrakten och för bedrägeri. För ett system med överlåtna rätter krävs t.ex. lagar som förbjuder producenter att återvinna mindre än den totala nivån (Perman and McGilvray, 1999). De s.k. justeringskostnaderna för staten kommer dock att vara lägre i ett system med överlåtna rätter än under ett avgiftssystem då priset på rätten justeras direkt genom marknadskrafter, förutsatt att marknaden fungerar optimalt (Baumol and Oates, 1988). Detta visades i stycke 3.3.3. Inga extra kostnader för att bevaka priset tillkommer därmed.

4.4 Jämförande analys - system och styrmedel

I stycke 3.2 respektive 3.3 har kostnader för de två olika systemen och styrmedlen behandlats. Dessa fyra olika faktorer, d v s centraliserat, delegerat, avgift och överlåtna rätter, kan läggas samman till fyra olika former att införa ett producentansvar med. Dessa benämns nedan som situation 1 till 4 i tabell 4.1. Tabellen sammanställer dessa kombinationers för- och nackdelar, som fram tills nu skildrats, genom plus och minustecken.

Tabell 4.1. Sammanställning av för- och nackdelar för 4 olika kombinationer av de metoder och styrmedel som uppsatsen behandlat.

	Producenternas marginalkostnad	Kostnader för fusk	Övriga transaktions- kostnader (statens)	Summa
1) Delegerad metod med avgift	++	+	++	5+ (max)
	----	--		6-
2) Delegerad metod med överlåtna rätter	+	++	+	4+
	-----	--	-	8- (min)
3) Centraliserad metod med avgift	+	+	+	3+
	--	-	----	7-
4) Centraliserad metod med överlåtna rätter	+	++		3+
	---		----	7-

Nedan ges en kort beskrivning till de olika plus- och minustecknen i tabellen ovan. De tre kostnadsaspekterna behandlas i tur och ordning.

4.4.1 Delegerad metod med avgift

Denna kombination (nr 1) är med en avgift (som ekonomiskt styrmedel) och en delegerad metod för att införa producentansvaret med. Den innebär att ansvaret delegeras till producenterna, vilka i sin tur använder sig av en avgift för att finansiera återvinningen.

Gällande **producenternas kostnad** så har denna situation en klar fördel, vilket är den flexibilitet som ett delegerat system ger producenterna jämfört med ett centraliserat system där producenterna inte på samma sätt kan styra över situationen. En ytterligare fördel är den intäkt som avgiften ger vilket kan användas för att nå målet.

Nackdelarna för denna kombination och berörande producenternas kostnad resulterade i fyra stycken minus, som ses i tabell 4.1. Dessa var; kostnad för förhandling med staten, administrativa kostnader för att sköta systemet, den finansiella bördan av avgiften för producenterna samt kostnaden för justering av avgiften så att den ligger på en effektiv nivå. Gällande producenternas marginalkostnader så är de högre än i en centraliserad metod då producenterna i denna metod kommer att behöva förhandla med myndigheten gällande mål och metod. Avgiftens intäktbringande effekt ses ovan alltså såväl som en fördel som nackdel.

Den andra kostnaden var **kostnader för fusk**. Den fördel denna situation kan medföra är den moraliska aspekten, där producenterna vill delta på grund av att de känner sig delaktiga.

Nackdelarna övervägde och resulterade i två minustecken. Genom att det delegerade systemet ej har övervakning blir kostnaden för fusk hög. En avgift justerar sig inte själv då efterfrågan minskar (t ex genom att fusk äger rum), till skillnad mot ett system med överlåtbara rätter, vilket är en ytterligare nackdel.

Den sista kostnadsposten som diskuterats är **övriga transaktionskostnader**. Det är det delegerade systemet som för med sig två fördelar. Först det faktum att tiden mellan planering och genomförande kan bli kort och leda till att målet snabbare nås. Staten får även en låg kostnad för övervakning eftersom inget övervakningssystem behövs administreras.

4.4.2 Delegerad metod med överlåtbara rätter

Denna andra kombination (nr 2 i tabell 4.1) har också ett delegerat system men nu istället med styrmedlet överlåtbara rätter för att nå målet om återvinning.

Den fördel denna kombination medför gällande **producenternas kostnad** är den ökade flexibilitet som det delegerade systemet ger producenterna, alltså densamma som i situation 1 ovan. Som synes i tabellen medför även denna kombination flest kostnader för producenterna (5 stycken) av alla de jämförda fyra kombinationerna. Först och främst förhandlingskostnader och de administrativa kostnader som annars staten står för, liksom i situation 1. Att designa ett system med överlåtbara rätter är troligen kostsamt då det inte finns lika mycket erfarenhet av styrmedlet i dagsläget, vilket bidrar till ytterligare en kostnad. Styrmedlet överlåtbara rätter

medför också transaktionskostnader för producenterna att delta, såväl för att handla som att samla in information. Det faktum att priset på rätten kan fluktuera mycket i början medför den sista kostnaden, en osäkerhetskostnad, för producenterna.

Den andra kolumnen i tabell 4.1 avser **kostnader för fusk**. Styrmedlet överlåtbara rätter innebar att fuskkostnaden kan justeras efter efterfrågan på rätterna, en fördel jämfört med ett avgiftssystem. Ytterligare en fördel är den moraliska aspekten, som nämndes ovan, eftersom producenterna känner sig mer delaktiga.

Dock så påtalar teorin behovet av övervakning då styrmedlet överlåtbara rätter används för att systemet ska fungera tillfredsställande. En stor nackdel är då naturligtvis det faktum att ingen övervakning äger rum i det delegerade systemet. Det andra minustecknet symboliserar det faktum att kostnaden för fusk blir hög utan övervakning i ett delegerat system.

Gällande de **övriga transaktionskostnaderna** så landar större delen av transaktionskostnaderna på producenterna i ett delegerat system, men densamma fördel som i den förra kombinationen (nr 1) kan lyftas fram, d v s att tiden mellan planering och genomförande bli kort. Det faktum att styrmedlet överlåtbara rätter behöver övervakning för att kontrollera antalet rätter och att staten i det delegerade systemet inte handhåller ett övervakningssystem blir här en nackdel snarare än en fördel som i den förra kombinationen. Måluppfyllelsen är som bekant starkt relaterad till det faktum att varje enskild rätt uppföljs.

4.4.3 Centraliserad metod med avgift

Den tredje kombinationen (nr 3 i tabell 4.1) använder åter igen styrmedlet avgift, men nu i ett centraliserat system där staten, och inte producenterna själva, håller i trådarna.

En fördel för **producenterna** gällande deras kostnader är att de inte behöver stå för administrationskostnaden då nu systemet införs från central nivå. Nackdelar är dock dels det faktum att avgiften innebär en ekonomisk börda för producenterna, förutom den ekonomiska kostnaden för att återvinna, samt den minskade flexibilitet som resulterar då producenterna inte själva kan välja metod.

Kostnaden för fusk i ett centraliserat system reduceras eftersom det existerar ett statligt övervakningssystem. Övervakningen leder till en högre kostnad för att fuska. Det faktum att styrmedlet avgift används justeras dock inte priset på styrmedlet på egen hand då efterfrågan förändras vilket är en nackdel.

Gällande de **övriga transaktionskostnaderna** i denna tredje kombination så är fördelen att avgiften inbringar en intäkt vilket kan användas för att nå målet, alternativt för att kompensera för systemets övriga transaktionskostnader. Nackdelarna som följer med kombinationen är dock flera. Först och främst kostnaden för övervakningssystemet. Kostnaden för information under planeringsstadiet är en ytterligare, eftersom det är producenterna som besitter mycket nödvändig information. Vidare så är kostnaden för att justera avgiften så att den ligger på en effektiv nivå samt kostnader för att administrera avgiftssystemet ytterligare nackdelar.

4.4.4 Centraliserad metod med överlåtna rätter

Den sista kombinationen (nr 4) är ett centraliserat system, som i kombination nr 3, men nu med styrmedlet överlåtna rätter.

Fördelen med denna kombination är att **producenterna** slipper de administrativa kostnaderna, eftersom staten erhåller dessa. Nackdelarna är fler än med ett avgiftssystem. Även här den minskade flexibiliteten för producenterna då systemet styrs från centralt håll. De nya nackdelarna beror på styrmedlet, dels transaktionskostnader för att handla och finna information samt kostnaden för osäkerhet då priset på rätten kan fluktuera mycket.

Enbart fördelar gällande **fuskkostnaden** för denna kombination uppdagades i teorin. Övervakningssystemet leder till en hög kostnad för producenterna att fuska och förändrad efterfrågan leder direkt, utan manuella justeringar, till att priset på rätten justeras. Då priset justeras nedåt minimeras samtidigt även ytterligare fusk eftersom kostnaden för att delta sjunker. Alternativt kan man säga att nyttan av att fuska då minskar.

Eftersom systemet styrs centralt hamnar större delen av de **övriga transaktionskostnaderna** på staten, därav de många nackdelarna i tabell 4.1. Övervakningssystemet är den första kostnaden, den andra kostnaden för att finna information om producenterna i planeringsstadiet. Ett system med överlåtbara rätter är likaså dyrt att utforma. Administrationen för systemet är även kostsam, speciellt om det inte går att samköra administrationen med andra likartade system, på samma sätt som ibland kan göras för skatter och avgifter.

4.4.5 Slutsats för- och nackdelar

Kombination 1 (delegerat system som använder sig av avgift för att finansiera återvinningen) erhöll flest fördelar ur kostnadssynpunkt, hela 5 stycken. Dessutom hade kombinationen lägst antal minustecken (tillsammans med kombination 4), enbart 6 stycken. *Kombination 2* (delegerat system som använder sig av överlåtna rätter) resulterade i högst antal nackdelar, hela 8 minustecken. Även gällande fördelar så placerade sig kombinationen lägre än kombination 1, endast 4 plustecken. Slutligen, *kombination 3 och 4* placerade sig i mitten resultatmässigt med 3 plustecken och 7 minustecken respektive.

Nästkommende kapitel (5) er närmare på de två kombinationer som verklighetens två jämförande länder, Storbritannien och Sverige, använder sig av. Dessa är kombination 1 (Sverige) och kombination 4 (Storbritannien).

5. Analys av Sveriges och Storbritanniens system

Tabell 4.1 (kapitel 4) visade teorins för- och nackdelar med de fyra olika kombinationer av system och styrmedel som uppsatsen behandlat. Två av dessa kombinationer är densamma som verklighetens system i Sverige och Storbritannien, nämligen kombination **1** och **4**. Verklighetens två system beskrevs kort i kapitel 3.

Enligt teorin var situation nr 1, d v s den teoretiska ”svenska modellen”, den mest fördelaktiga då hänsyn togs till kostnaderna. Denna kombination, med ett delegerat system och avgift, resulterade enligt teorin i flest fördelar av de fyra jämförda, hela *fem* stycken plustecken. Kombination 4 däremot, den teoretiska ”brittiska modellen”, resulterade i lägst antal plustecken i den teoretiska analysen, bara *tre* stycken. Gällande nackdelar erhöll kombination 1 sex minustecken och kombination 4 *sju* minus. Även där var kombination 1 bättre enligt teorin.

Enligt teorin når alltså den svenska modellen, d.v.s. ett delegerat system som använder sig av en avgift, målet till den lägsta kostnaden, sett till alla tre kostnader som uppsatsen utreder. Detta kapitel avser utreda hur det ser ut i verkligheten samt diskutera vilka av plus- och minustecknen som kan antas vara de viktigaste. Nedan diskuteras teorins kostnader i följande ordning; producenternas kostnader, fuskostnad och övriga transaktionskostnader. Genom att knyta an till information om Sveriges och Storbritanniens system från kapitel 3 ser uppsatsen närmare på de aktuella kostnaderna i länderna. Inledningsvis ges en tillbakablick på problemet och dess förutsättningar.

5.1 Inledning

Kapitel 2 visade att problemet med förpackningsavfall har bäst förutsättning att lösas genom att storskaligt producentansvar, enligt svenska Packforsk (Institutet för Förpackning och Logistik AB)²⁶. De flesta producenter kan inte på egen hand återvinna deras avfall eftersom insamling likväl som återvinning bör ske i stor skala för att vara lönsamt.

De två länderna antogs stå inför samma mål om återvinning i teorin, statuerat av EU, men i verkligheten har länderna frihet att sätta dessa mål inom ett intervall. Detta innebär att målen inte har varit och inte heller ännu är lika ställda i länderna. De bestämda målen i Sverige och Storbritannien skiljer sig åt liksom de hittills uppnådda resultaten. Sveriges mål med förpackningsförordningen var beträffande återvinning att uppnå t.ex. 70 procent för aluminium (med 40 procent materialutnyttjande) och 70 procent plast (med 30 procent materialutnyttjande) för år 2001. (Se åter tabell 3.1, kapitel 3, för de exakta målen) Det svenska systemet har därmed antagit högre mål än vad EU:s direktiv statuerar, vilket är tillåtet. Det har å andra sidan Storbritannien inte valt att göra. Resultaten i Sverige visar på att målsättningarna för alla materialslag inte har uppnåtts, men däremot har det *totala* kravet på att minst 65 procent av det totala förpackningsavfallet ska återvinnas

²⁶ Sedan 1 januari 2003 heter de *STFI-Packforsk* och är ett av världens ledande företag för FoU inom massa, papper, grafiska medieprodukter, förpackningar och logistik.

uppnått. Det faktum att vissa individuella mål inte har uppnåtts i Sverige har alltså kompenseras genom att andra material återvunnits mer än den satta målsättningen.

Storbritanniens mål för år 2001 var att återvinna totalt 56 procent. Av detta ämnades även 18 procent materialutnyttjas. Dessa mål ökar successivt år efter år i Storbritannien. År 2001 återvanns dock enbart 47,9 procent av förpackningsavfallet, varav hela 42 procent materialutnyttjades. (År 2000 var den totala återvinningen 42 procent) Det totala målet uppnåddes alltså inte år 2001.

En ytterligare skillnad som kapitel 3 visade på är att större delen av återvinningen av förpackningarna sker från industrins avfall i Storbritannien medan det i Sverige sker från hushållsavfall. Detta kan påverka kostnadsbilden och diskuterades inte i teorin.

Sverige och Storbritannien har även helt olika erfarenhet av att återvinna förpackningar och hade därför olika förutsättningar då EU:s direktiv om förpackningar och förpackat avfall introducerades 1994.

5.2 Producenternas kostnader

Teorins fördelar och nackdelar, gällande producenternas kostnader, behandlas nedan med avseende på verklighetens system och resultat. Genom att ta upp exemplet plast och se hur mycket en producent i Sverige respektive i Storbritannien betalar ser uppsatsen även närmare på producenternas exakta kostnader för producentansvaret.

5.2.1 Sverige

Enligt teorin har den svenska modellen, kombination 1, två fördelar och fyra nackdelar gällande producenternas kostnader:

De **fördelar** som diskuterades i teorin var ökad flexibilitet samt den intäkt som avgiften inbringade. Den flexibilitet som gavs producenterna att själva lösa problemet resulterade i det system som Sverige sedan fick med materialbolag som samlar in en avgift från producenterna. Den intäkt som samlas in för Sverige avgörande för att ha råd att samla in och återvinna förpackningsavfallet på det sätt som det svenska systemet idag gör.

De **nackdelar** som teorin tog upp var kostnaden för förhandlingar mellan staten och producenterna för att bestämma ramarna för systemet. Övriga nackdelar var administrativa kostnader då producenterna själva organiserar, den finansiella börda som styrmedlet avgift för med sig samt kostnaden för att återkommande justera avgiften.

Genom att de svenska producenterna tidigt var med på idén och ville genomföra producentansvaret på egen hand är det troligt att kostnaderna för förhandling och utredningar i Sverige inte var så höga som teorin visade. Ingen information har förekommit som visar på stora kostnader. Ju större och mer utdragna förhandlingar, ju större kostnader antogs i teorin.

Genom att det svenska avgiftssystemet är delegerat och inte styrs av staten kan avgiften inte samköras med andra skattesystem, vilket kunde ha minimerat administrationens kostnader. Denna nackdel visar sig därför vara en betydande kostnad och kan bidra till de stora kostnader REPA har, vilka sedan överförs på producenterna genom de satta avgifterna. I Sverige drabbas

producentorganisationen ytterligare för kostnaden att registrera producenter (de som väljer att vara med) samt att kontraktera återvinnare.

Den finansiella börda som sågs som en nackdel i teorin stämmer med verkligheten eftersom producenten måste betala en avgift för alla förpackningar som denne inte lyckas effektivisera bort (eller på annat sätt minska). Till den grad de lyckas minska sin egen förpackningsanvändning reduceras denna kostnad till producentens fördel. Själva insamlandet av avgiften och den intäkt den ger visade sig vara en stor fördel ovan och intäkten kan finansiera den storskaliga hanteringen och den infrastruktur som behövs.

Ett viktigt incitament till producenterna gäller effektivisering av deras förpackningsanvändning. Genom att ett ekonomiskt styrmedel används så ges ett ekonomiskt incitament att minska denna användning. Viktigt att se på är då vilken sektor som drabbas av detta styrmedel och priset på styrmedlet. Ju högre pris ju högre incitament att förändra mängden förpackning. I Sverige är det enbart "fyllaren" av förpackningen som omfattas av ansvaret och flera andra sektorer, som t.ex. förpackningstillverkaren, står idag helt utan ett ansvar.

5.2.2 Storbritannien

Storbritannien, d.v.s. teorins kombination 4, erhöll enbart en teoretisk fördel jämfört med hela tre nackdelar. Intressant att knyta tillbaks till är att det brittiska systemet syftar till att minska kostnaderna för producenterna genom att ha ett marknadsstyrt styrmedel som överlåtbara rätter. Är det verkligen så?

Den **fördel** som visades var det faktum att de brittiska producenterna ej drabbas av administrativa kostnader, då istället staten ansvarar för t ex övervakning. Den ansvariga myndigheten tar dock ut en för varje år bestämd summa av varje producent som ska täcka en del av just dessa kostnader. Så i verklighetens brittiska system överförs en del av denna kostnad direkt på producenterna trots att staten bestämmer metoden och ansvarar för kontroll och övervakning. År 2000 var denna avgift 950 pund, d.v.s. ca 13 300 svenska kronor²⁷. Kostnaden för åtal och sanktionsförfarande täcks dock inte av denna avgift så denna drabbar enbart den brittiska staten och därmed inte producenterna.

Den första **nackdelen** som teorin fann drabbar de brittiska producenterna var kostnaden för mindre flexibilitet, eftersom staten - och inte producenterna själva - bestämmer metoden. Andra kostnader var transaktionskostnader för producenterna att delta i systemet samt den kostnad som osäkerhet över framtidens pris på rätterna för med sig.

Gällande den första, mindre flexibilitet, så bestämde inte producenterna själva över systemets utförande men de fick vara med och påverka processen i Storbritannien. Nackdelen behöver därför inte vara så betydande för producenternas kostnad i verkligheten.

Ett system med överlåtbara rätter förutsätter enligt teorin minimala transaktionskostnader för en maximal effektivitet. För att handla i det brittiska systemet krävs att en producent på egen hand räknar ut dess ansvar och sedan väljer hur denne ska införskaffa bevisen, d v s rätt antal PRN. Beroende på hur producenten väljer att administrera köpet av PRN:s blir transaktionskostnaden

²⁷ Räknat med en växelkurs på 1 Pund = 14 svenska kronor.

olika stor. Han kan själv handla direkt via en godkänd aktör eller på börsen, vilket kräver egen administration (högre transaktionskostnader). Väljer han att gå med i ett s.k. genomförande schema, genom de företag som tar på sig producentens ansvar, behöver han inte administrera själv men betalar å andra sidan aktören för detta arbete. Då blir kostnaden högre än de priser på PRN som visades i kapitel 3.

Inom ett system med överlåtna rätter är det viktigt att det inte existerar några restriktioner som hindrar marknadens effektivitet. I det brittiska systemet existerar det en restriktion då endast godkända återvinnare får delta i handeln. Detta ökar transaktionskostnaderna. En stor osäkerhet över framtidens pris existerar även i det brittiska systemet. Bra information finns dock över hur priserna på de olika PRN: s har varierat samtidigt som möjligheten att överföra sitt ansvar till ett företag på flera år finns, vilket kan minska den största osäkerheten.

5.2.3 Exemplet plast – producenternas kostnad

I Sverige belastas enbart ett led i industrin av producentansvaret, i Storbritannien hela fyra olika led. Antalet producenter som därmed måste betala något är fler i Storbritannien men de betalar därmed också en mindre del var.

Vid en jämförelse av en svensk producers kostnad och en brittisk så ser man direkt att en producent i Storbritannien måste betala en avgift för registrering och övervakning på 950 pund/år (13 300 SEK²⁸). I Sverige belastas de producenter som deltar i systemet med 500 SEK/år. Tillsammans med en anslutningsavgift på mellan 400 – 2000 SEK så hamnar den administrativa kostnaden det första året på ca 900-2 500 SEK och för efterföljande år 500 SEK/år.

Vad behöver då en producent i de två länderna betala för dess direkta ansvar för återvinningen? Ett exempel genomförs med antagandet att 10 ton plastmaterial används i en producers förpackningar. Producenten som jämförs är en så kallad ”fyllare” eftersom det är den sektor som drabbas inom båda systemen. Den brittiska fyllarens kostnad räknas dock upp till ett 100-procentigt ansvar.

• **Producenten i Storbritannien** ska betala;

Dess ansvar x ton material x återvinningskravet

Återvinningskravet är olika för materialåtervinning och generell återvinning. Detta innebär 37 procent (”fyllarens” del av ansvaret) $x 10 x 19 \%$ (vilket var kravet på materialåtervinning år 2001) = 0,703 ton som producenten måste köpa PRN:s för. För den generella återvinningen (59 % krav 2001), innebär detta 2,183 ton som producenten måste köpa PRN för. Medelpriset år 2002 för en plast-PRN var 23,92 pund/ton (334,88 SEK/ton). Medelpriset för generell återvinning var 18,66 (261,24 SEK/ton). Producentens kostnad blir därmed **805,70 SEK** för de 10 ton plasten. ”Fyllaren” som här jämfördes har enbart ett ansvar på 37 procent i Storbritannien. Om denne hade haft ett 100-procentigt ansvar hade dess kostnad istället blivit ca **2 000 SEK**.

Om den årliga summa som varje brittisk producent måste betala läggs till så blir totalsumman 15 300 SEK, men denna administrativa avgift betalas för alla olika

²⁸ Räknat med en växelkurs på 1 Pund = 14 svenska kronor.

förpackningsmaterial som används. I det brittiska systemet är endast producenter som hanterar minst 50 ton förpackningar med. Den administrativa avgiften för endast 10 ton, blir 2 266 SEK. Totalt ca **4 266 SEK**. Troligen hanterar dock de flesta producenterna mer än 50 ton material och drabbas då även av kostnaden på ca **13 000 SEK**.

- **Producenten i Sverige** ska betala;

Avgiften x kilo förpackning

Detta innebär 150 öre/kilo = 1 500 SEK/ton. 10 ton innebär en direkt materialkostnad på **15 000 SEK**. Detta är en mycket större kostnad än vad den brittiska producenten möter. Till detta ska den administrativa kostnaden på mellan 500 och 2500 SEK läggas till.

5.2.4 Slutsatser producenternas kostnader

Analysen ovan visar att alla plus- och minustecken i tabell 4.1 inte kan ges samma betydelse avseende producenternas marginalkostnad.

Det svenska systemets fördelar är svåra att värdera, men att avgiftens intäkt är viktig för att lösa problemet på det sätt som de svenska producenterna bestämt är tydligt. Denna fördel är därmed av betydelse för det svenska resultatet. Huruvida flexibiliteten var ett resultat av det valda systemet eller av Sveriges tidigare erfarenhet är svårt att skapa sig en uppfattning om i detta arbete.

Av nackdelarna i det svenska systemet visar det sig att den som visar sig vara mest betydande i verklighetens system är de administrativa kostnaderna för systemet, då avgiftens insamling inte kan samköras med redan existerande system. De övriga nackdelarna; förhandlingskostnaden, den finansiella bördan och kostnaden för att justera avgiften visar sig inte vara lika negativa som teorin visade. Genom att avgiften sätts av producentorganisationen själva verkar det inte vara kostsamt att förändra den.

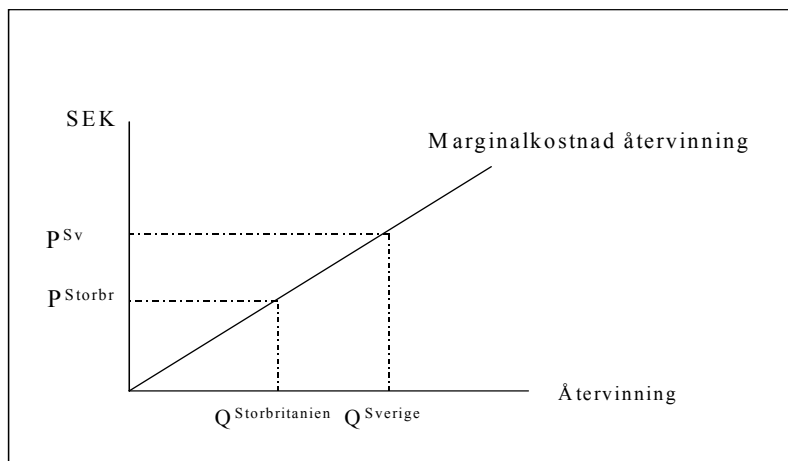
Teorins två fördelar för ”den svenska modellen” står alltså kvar. Flexibiliteten har varit stor och avgifterna samlar in en för ändamålet betydelsefull intäkt. Gällande nackdelarna ser det bara ut som att en större står kvar, de administrativa kostnaderna att styra systemet.

Gällande Storbritanniens ett plus och tre minus så försvann tyngden i den enda fördelen eftersom staten övervältrar kostnaden för övervakning på producenterna. Den mindre flexibiliteten gäller även i verkligheten eftersom de inte helt själva kunde välja system, men då de kunde påverka systemets utförande hade denna nackdel inte en lika stor betydelse. De övriga två nackdelarna, transaktionskostnader och osäkerhet om priset, kvarstår som nackdelar. En producent kan själv minska dessa två nackdelar genom att överlåta ansvaret, men samtidigt ökar då kostnaden för återvinningen (jämfört med som ovan beräknades).

Sammanfattningsvis så betalar den svenske producenten avsevärt mer än den brittiska för 10 ton plast. Intressant är dock att se att den brittiska producenten möter en större fast kostnad än den svenska producenten. Den svenska producentens kostnad beror till större del på mängden förpackning. Även om

producenternas olika kostnader för att återvinna arbetets exempel, tio ton plast, visade sig skilja sig åt har de två länderna satt olika mål. Därmed kan en situation som i figur 5.1 vara aktuell. Ländernas producenter kan helt enkelt befinna sig på olika ställen på samma kostnadskurva. Detta kan innebära att om exempelvis Storbritannien höjer sina mål så kan den brittiska producenten drabbas av lika stora kostnader som den svenske producenten betalar idag. Det går alltså inte att fastslå om ett systems kostnader är lägre än det andra gällande producenternas kostnader.

Figur 5.1. Möjlig situation i Sverige och Storbritannien (Egen bearbetning)



Tidigare nämndes att ju högre pris på styrmedlet för den individuella producenten, ju större motivation för producenten att minska sin förpackningsmängd. I Storbritannien är ansvaret uppdelat på fyra gånger fler aktörer på marknaden än i Sverige så den redan lägre totala kostnaden är uppdelad på ytterligare tre producenter. Flertalet sektorer innebär dock att fler direkt påverkas av systemet.

Till skillnad mot teorin så fungerar de två ländernas ekonomiska styrmedel på samma sätt, som en avgift använda förpackningar i produktionen, ett pris per mängd förpackning. Dock så betalar en brittisk producent enbart för en viss procent av dess förpackningar medan den svenska producenten betalar för alla förpackningar i produktionen.

5.3 Fuskkostnad och andelen fusk

Fuskkostnader kan ge stora konsekvenser för ett systems resultat. Teorin visade på nackdelar i en svensk modell (nr 1) och fördelar för en brittisk modell (nr 4). Nedan diskuteras teorins slutsatser tillsammans med verklighetens system i de två länderna.

5.3.1 Sverige

Sverige har inget övervakningssystem men har trots allt uppnått det totala kravet på återvinning. För vissa specifika material uppnås dock inte alla mål.

Fördelar för Sverige var den moraliska aspekten med att delta eftersom producenterna själva ansvarar för att resultatet uppnås. För Sverige påträffades en siffra om att ca 10 procent står utanför det gemensamma insamlingssystemet. Av dessa har ett mindre antal (större producenter som t.ex. McDonalds) anmält att de har egna system till Naturvårdsverket. Genom att målen om återvinning trots detta nås så visar detta på att den moraliska aspekten är hög, eftersom hela 90 procent av producenterna deltar enligt Naturvårdsverket. Det fusk som trots allt äger rum i Sverige bidrar dock till att de som deltar för betala högre avgift.

Kanske har även teorins rätt med att hot om ökad detaljreglering påverkar producenterna i ett frivilligt system. Rädslan för ett system med hårdare kontroll kan leda till att producenterna deltar.

Sveriges nackdelar är teorins två stora kostnaderna för fusk. Dels att priset inte justeras automatiskt vid minskad efterfrågan men även den låga fuskkostnaden vilket leder till ökat fusk. Fuskkostnaden verkar dock inte vara för låg eftersom hela 90 procent av alla producenter deltar. Avgiften kan emellertid justeras direkt efter efterfrågan i det svenska systemet då materialbolagen själva ökar avgifterna om de behöver en större intäkt än vad de får in. Emellertid inte en lika snabb justering som det marknadsbaserade systemet med överlåtna rätter klarar.

5.3.2 Storbritannien

Storbritanniens ansvarande myndighet övervakar och kontrollerar att alla producenter deltar och större delen av denna kostnad står producenterna för genom en registreringsavgift. Böter utdelas för fusk i systemet. Men trots ett övervakningssystem och risken att få böter vid fusk så fuskas det i det brittiska systemet, detta tydliggörs genom att de satta målen inte uppnås.

Storbritanniens bristande erfarenhet på att återvinna historiskt sett, samt dess företagskultur, kan bidra till att kontroller måste äga rum för att resultatet ska uppnås, oavsett vilket system som väljs.

Två fördelar visade teorin på, dels att övervakningssystemet leder till minskat fusk jämfört med en delegerad metod utan övervakning samt styrmedlet överlåtbara rätters förmåga att på egen hand justera priset på rätterna efter efterfrågan. Storbritannien nådde dock inte deras satta mål vilket visar på att det existerar fuskare i Storbritannien. Fuskkostnaden kan därför, trots övervakning och böter, inte vara tillräckligt hög. Det verkar som att det är ett lägre pris för att fuska än att delta, för åtminstone vissa producenter. Rätterna justerar dock själva sitt pris om efterfrågan sjunker/stiger, vilket illustreras av variationen i pris under åren.

Den ”brittiska modellen” erhöll inga **nackdelar** gällande kostnaden för fusk i den teoretiska analysen. Men trots ett övervakningssystem och risk för böter så fuskas det uppenbarligen i det brittiska systemet eftersom målen inte uppnåddes. Om alla hade köpt sin andel av PRN skulle målen ha uppnåtts. Detta visar på att det är kostsamt och mycket svårt att uppnå noll fusk i ett system som det Storbritannien har. Redan idag betalar såväl staten som alla deltagande producenter för den dyra övervakning som sker i Storbritannien. Denna nackdel för det brittiska systemet beror till stor del på det ekonomiska styrmedel som används. Det brittiska systemet blir väldigt beroende av att alla aktörer, oavsett om de är ett enskilt eller ett större företag, fullföljer sitt ansvar och köper de PRN de skall eftersom styrmedlet är kvantitativt satt. De kan välja att övervaka ännu mer än idag

och som visades i teorin så ökar då risken för att åka fast. Men om staten väljer att övervältra ytterligare kostnader på producenterna ökar samtidigt vinsten av att inte delta.

En annan intressant aspekt är antalet producenter i systemen. Fuskarna är svårare att få bukt med om antalet deltagare är många då det är enklare att bli en i mängden ju fler aktörer som omfattas. Storbritannien med dess producentansvar uppdelat på fyra sektorer innebär en större mängd producenter än de svenska att övervaka och kontrollera. Men kanske hade resultatet i det brittiska systemet sett helt annorlunda ut om ingen kontroll gjorts eftersom ett system med överlåtbara rätter kräver tillförlitlig övervakning för störst effekt. Det resultat som idag nås är trots allt nära målsättningen och en del av skillnaden kanske kan förklaras genom de ”fuskare” som hittats genom kontroller.

5.3.3 Slutsatser fuskostnad

Då teorin jämfördes med verklighetens **svenska system** visades att den fördel som diskuterades i teorin, den moraliska aspekten, måste vara hög eftersom de svenska målen trots allt uppnås. De två nackdelarna, d v s mycket fusk och ej automatisk justering av priset, visade sig inte vara av stor betydelse. Fuskostnaden måste vara högre än vad teorin visar eftersom så många deltar.

Gällande det **brittiska systemet** så resulterade teorins två fördelar enbart i en fördel i verkligheten samt så tillkom en ny nackdel. Övervakningen leder tydligen inte alls till en avskräckande och hög fuskostnad för producenterna eftersom målen inte uppnås. Den ytterligare nackdel som tillkom var valet av styrmedel, överlåtbara rätter, som direkt påverkar resultatet om fusk äger rum. Till skillnad mot en avgift där snarare intäkten används för att nå målet, så är överlåtbara rätter helt beroende av att alla producenter verkligen återvinner sin specifika andel. Detta område är tydligen svårt och mycket kostsamt att kontrollera till hundra procent vilket det brittiska systemet illustrerar. Att få producenterna att betala för ytterligare övervakning än de ca 13 300 SEK per år de gör idag kan inte vara hur enkelt som helst att få acceptans för, speciellt inte då kontrollerna inte gett de resultat som önskats.

Det är även viktigt att påpeka att behovet av övervakning i de två länderna kan vara olika. Storbritannien hade obefintlig erfarenhet av återvinning vid tiden då EU: s direktiv infördes på 90-talet samtidigt som Sverige som land hade haft återvinning på agendan sedan 1960-talet. I Sverige samlades glas och papper in före producentansvarssystemet startade 1994.

5.4 Övriga transaktionskostnader

Gällande övriga transaktionskostnader (statens) visade teorin på enbart fördelar för en ”svensk modell” och flertalet nackdelar för en centraliserad modell á la Storbritannien. Nedan diskuteras dessa resultat med avseende på verklighetens system och resultat.

5.4.1 Sverige

Eftersom Sverige redan före 1994 funderade på återvinning så kom förmodligen inte EU: s direktiv som en chock för Sveriges producenter. Troligen hade man

både på en högre nivå och bland producenterna redan börjat fundera på möjligheter med en storskalig återvinning av flera materialslag, inte bara glas och papper.

Teorin uppvisade **enbart fördelar** för den svenska modellen. De två fördelar för den ”svenska modellen” var dels ett snabbt genomförande och även en lägre kostnad för övervakning. Teorins låga kostnad för övervakning gäller även i verkligheten då det idag inte existerar några statliga sanktioner för producenter som inte deltar i det gemensamma systemet (och som inte kan bevisa eget återvinningssystem), även om detta har diskuterats i en nylig utredning (se SOU, 01). Det svenska systemet kom igång redan 1994 vilket tyder på en snabb föregående process (eftersom EU:s direktiv kom detta år). Det svenska systemets kostnad för införande bör då ha varit relativt låg eftersom det gick relativt snabbt mellan direktiv och ett fungerande system.

5.4.2 Storbritannien

Teorin visade **enbart på nackdelar** för det brittiska systemet. Dessa var den dyra designen, den dyra övervakningen, det faktum att det var kostsamt att finna all nödvändig information samt den dyra administrationen av systemet.

Då överlåtna rätter är ett helt nytt styrmedel i Storbritannien och då det aldrig tidigare har använts inom detta område har det troligen kostat en hel del gällande såväl information, kontrakt och genomförande. Som tidigare nämnts övervakar och kontrollerar Storbritanniens ansvarande myndighet att alla producenter deltar och större delen av denna kostnad står producenterna för genom en registreringsavgift. Systemet är därmed dyrare att övervaka än det svenska. Den ansvariga myndigheten måste även registrera producenterna, liksom återvinnarna, samt kontrollera att producenterna kan uppvisa bevis i form av PRN: s m.m. Ca 80 procent av kostnaden som myndigheten har för detta täcks av avgifter som tas ut från producenterna. Gällande nackdelen om administrationen av systemet så kvarstår alla kostnader som statuerades i teorin, förutom kostnaden för övervakningen där viss del av kostnaden övervältras på producenterna.

5.4.3 Slutsatser övriga transaktionskostnader

Det svenska systemets två fördelar visades sig stämma även i verkligheten. Storbritanniens nackdelar kvarstår alla förutom kostnaden för övervakning, som istället delas mellan myndigheten och producenterna, genom en årlig avgift till producenterna.

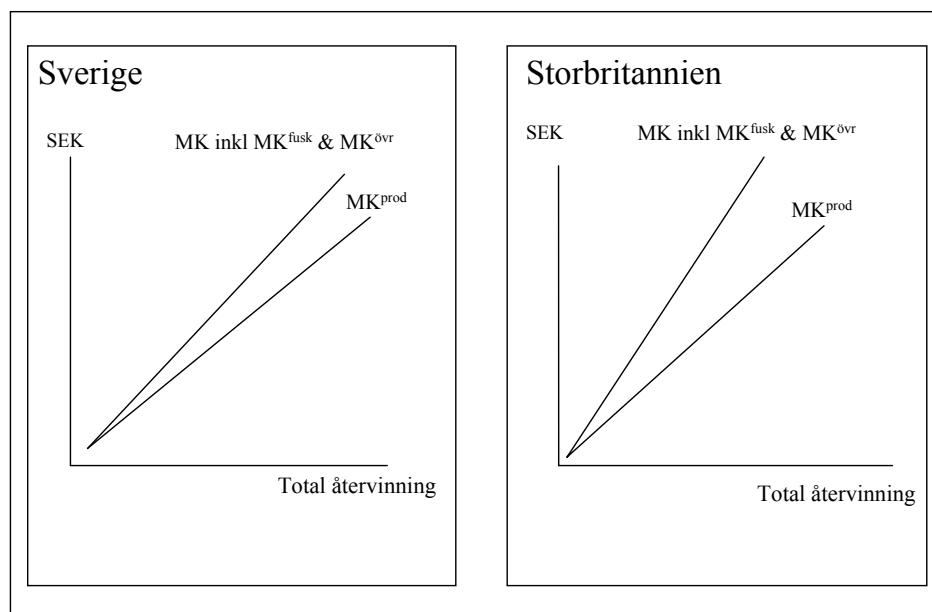
5.5 Slutsatser från analysen

Vilken av producenternas kostnad för producentansvarssystemet som är lägst går inte att klargöra eftersom länderna har satt olika mål. Den gjorde jämförelsen visade att den brittiska producenten betalar mindre än den svenska för att återvinna 10 ton plast, men denna lägre kostnad kan alltså även förklaras av att målet är lägre ställda i Storbritannien. Det går alltså inte att dra slutsatser från jämförelsen. En slutsats kunde dock dras, nämligen att det finns en möjlighet att Storbritannien och Sverige befinner sig på samma kostnadskurva och att de skär olika på den genom de skilda målen.

Även om producenternas kostnad antas vara densamma (och att de alltså befinner sig på olika ställen på kostnadskurvan) så visar de två ytterligare kostnaderna i uppsatsen, de för fusk och övriga transaktionskostnader, på betydligt större kostnader för det brittiska systemet. Teorin visade på större kostnader för den brittiska kombinationen, och verkligheten visade på ytterligare en nackdel för styrmedlet överlåtna rätter genom att det är ett kvantitativt styrmedel och därmed extra känsligt för fusk. Verklighetens resultat visar även på att de svenska nackdelarna gällande fusk inte är av lika stor betydelse som teorin anspelar, då resultaten i Sverige trots allt uppnås.

Analysen kan sammanfattas som i figur 5.2, där producenternas kostnad antas vara densamma eftersom ingen slutsats kan dras. MK står för marginalkostnaden.

Diagram 5.2. Kostnader i Sverige och Storbritannien (Egen bearbetning)



Gällande kostnaden för fusk så når det svenska systemet de satta målen trots obefintlig övervakning. De producenter i Storbritannien som fuskar påverkar resultatet direkt och målen uppnås inte. De övriga transaktionskostnaderna blir även de högre i Storbritannien eftersom staten inför och administrerar systemet.

Trots lägre målsättning i Storbritannien talar alltså resultatet för en högre kostnad för fusk och högre övriga transaktionskostnader i det brittiska systemet.

6. Sammanfattande slutsatser

Denna uppsats har tittat på de två olika system som införts för producentansvaret för förpackningar i Sverige och Storbritannien. Syftet var att jämföra två olika sätt att genomföra EU: s direktiv om förpackningar och förpackat avfall för att avgöra vilket system som har den lägsta kostnaden för att nå EU: s mål. De kostnader som avsågs var producenternas marginalkostnader, kostnaderna för fusk samt övriga transaktionskostnader för att införa och driva systemet.

För att kunna genomföra analysen såg uppsatsen närmare på fyra olika faktorer som antogs vara de största skillnaderna mellan ländernas införda producentansvarssystem, nämligen delegerat system, centraliserat system, avgiftssystem samt ett system med överlåtna rätter. De två första systemen användes för att införa ett ekonomiskt styrmedel för att finansiera återvinningen av förpackningar, alltså antingen en avgift eller ett system med överlåtna rätter.

Teorins analys visade kostnadsfördelar och nackdelar för 4 olika möjliga kombinationer av dessa faktorer. Kombinationen där en avgift infördes genom ett delegerat system (där producenterna själva bestämde och införde avgiften) erhöll flest fördelar och minst antal nackdelar. Denna ”kombination” i teorin var densamma som verklighetens ”svenska modell” där producenterna gemensamt bildat materialbolag och tar in avgifter av producenterna för att finansiera kostnaden för insamling och återvinning. Den kombination som i teorin var densamma som verklighetens ”brittiska modell” fick såväl lägre fördelar som fler nackdelar. Modellen där myndigheten på egen hand inför ett system liknande teorins överlåtna rätter fungerade alltså inte enligt teorin lika väl med avseende på statens och producenternas kostnader för att uppnå de ställda målen.

Då teorins resultat jämfördes med verklighetens två system så upptäcktes att målen i de två länderna inte var satta på samma nivå. EU: s direktiv om förpackningar och förpackat avfall tillåter nämligen mål inom ett visst direktiv. För producenternas kostnader kunde därför inga slutsatser dras, eftersom det är möjligt att de två länderna egentligen befinner sig på densamma kostnadskurva. Skillnaden i kostnad för producenterna i de två olika länderna kan alltså bero på de lägre ställda målen i Storbritannien, och inte enbart på det system som de valt. Gällande fuskkostnaden så visade Sveriges verkliga system och resultat på att den moraliska aspekten måste vara väldigt hög eftersom de svenska målen uppnås trots alla nackdelar med systemet avseende fuskkostnaden som teorin visade på. Sveriges nackdelar gällande fuskkostnaden bleknade samtidigt som de brittiska fördelarna bleknade och dessutom visade på en nytillkommen nackdel. När den sista kostnaden diskuterades, de övriga transaktionskostnaderna, visades att teorin verkade stämma, och nästan alla nackdelar i det brittiska systemet kvarstod.

En betydande del av jämförelsen kretsade kring ifall de kostnader som en centraliserad metod för med sig, t.ex. för informationsbrist och hög kontroll, ger med sig en nytta som väger tyngre än den samhällsekonomiska vinst som en delegerad metods färre kostnader för med sig. Målkonflikten kretsade inom teorin runt transaktionskostnader för bl.a. kontroll inom en centraliserad metod vilket stod emot en minskad efterlevnad i en delegerad metod. Teorins förklaring om sociala normer och hot om ytterligare reglering kom att bli av stor betydelse.

Det här arbetet förutsatte att de två system som jämförs stod inför samma mål, d.v.s. de mål som statueras i EU:s direktiv om förpackningar och förpackat avfall. Det visade sig dock att målen låg väldigt långt från varandra, mycket beroende på att det är tillåtet att sätta högre mål än direktivets och Sverige har gjort så. Arbetet kan därför inte dra på några slutsatser om vilket system som är det mest kostnadseffektiva, även om teorin visade på att den modell som Sverige valt att nå målet med medförde lägsta kostnader. Sveriges högre kostnader skulle alltså kunna förklaras av de högre ställda målen. Om man enbart ser närmare på fusk-kostnaden och de övriga transaktionskostnaderna så pekar dock resultatet på större kostnader för den ”brittiska modellen”. Detta trots att landets mål är lägre ställda!

Övriga faktorer som skiljer sig åt mellan länderna, förutom metod för införande och valt ekonomiskt styrmedel, och som måste tas i beaktande i en grundligare analys är det faktum att undantagen ser olika ut i de båda länderna samt att konkurrensen är tydligare i Storbritannien. I Sverige har materialbolagen nämligen monopol på återvinningen. Förpackningsavfallet i Storbritannien kommer även till större del från industrin, till skillnad mot Sverige. I Storbritannien undantas en producent om denna omsätter mindre än 2 miljoner pund (ca 28 miljoner SEK), vilket är knappt 14 procent av alla förpackningar i landet. I Sverige å andra sidan undantas ingen helt, men den årliga avgiften på reduceras till 500 SEK om producenten omsätter mindre än en halv miljon SEK per år.

Viktigt att poängtera är även de två olika ländernas olika erfarenhet av återvinning historiskt sett. Storbritannien införde sitt system först år 1997 och före detta år hade de i stort sett ingen erfarenhet av återvinning. Sverige införde sitt system redan år 1994 men återvann redan innan detta år vissa material. Man kan därför anta att det råder lite olika inställning till att återvinna bland såväl konsumenter och producenter i de två jämförda länderna. Det ska bli intressant att se hur det brittiska systemet fungerar om ett par år, då det haft samma tid för utveckling som det svenska haft på sig. En möjlig ändrad inställning hos de brittiska producenterna och konsumenterna skulle också kunna förändra landets resultat i framtiden. Storbritannien är också i full fart att planera för fler system med överlåtbara rätter i framtiden (Stern, 03). Ett system för handel med utsläppsrätter har redan startats för koldioxid och för deponi och för kväveoxidutsläpp planeras nya system startas i framtiden. De höga kostnaderna för Storbritanniens första system baserat på teori om överlåtbara rätter som beskrivits i detta arbete kan därmed ge fördelar för de system som efterföljer.

7. Källförteckning

7.1 Böcker

- Ahlner et. al. (2002) *På väg mot miljöanpassade produkter*, Naturvårdsverket, rapport 5225
- Andersson, K. och Ekvall, T., (1999) *Utvärdering av återvinning för Göteborgsområdet Chalmers Industriteknik på uppdrag av Kretsloppsnämnden*, Göteborgs stad.
- Baumol W.J., Oates W.E. (1988) *The Theory of Environmental Policy* (second ed.), Cambridge University Press, Cambridge
- Bergman H. (1998) *Avfallshantering och producentansvar i miljöbalken – förklaringar och kommentarer*.
- Bohm, P. (1997) *The Economics of Environmental Protection - theory and demand revelation*. Edward Elgar, Cheltenham
- Brännlund, R. och Kriström, B. (1998) *Miljöekonomi*, Studentlitteratur, Lund
- Börkey, P et al (1999) *Voluntary approaches for environmental policy in OECD countries: An assessment*. CERNA, Paris
- Constanza, Robert (1997) *An introduction to ecological economics*. St. Lucie Press Boca Raton, Fla
- Edborg et al (2002) *Data om hushållsavfall*. SMED
- Erlöv et al, (2000). *Packaging: a tool for the prevention of environmental impact* Kista, Packforsk
- EU (2001) *European Commission European packaging waste management systems*.
- Europen (2000) *Economic Instruments in Packaging and Packaging Waste Policy - a discussion paper*. Kan laddas ner från www.europen.be
- Field, B. (1994) *Environmental economics: an introduction*. McGraw-Hill, New York
- Flory, Ingrid (2000) *Producentansvar i teori och praktik - en kritisk granskning av förpackningsinsamlingen*. Elanders Gotab, Stockholm.
- Fölster (1999) *Vem bär kostnaden för förpackningsavgifter?* Handelsutredningsinstitut
- Hjern, Benny (1997) *Miljörätt, stigfinnare mot kretsloppssamhället*. Prototypen producentansvar i Tyskland. Internationella Handelshögskolan i Jönköping
- Kretsloppsdelegationens rapport II (1997:14) *Producentansvar för varor - förslag och idé*. Gotab, stockholm
- Lesser, J. et al. (1997) *Environmental Economics and Policy*. Addison-Wesley, Reading
- Lidman (1993) *Industriell miljöekonomi*. Liber Ekonomi, Malmö
- Lindhqvist, T. (1998) *What is Extended Producer Responsibility?, in Extended Producer Responsibility as a Policy Instrument - what is the knowledge in the scientific community?: proceedings of an international seminar 8-9 May 1998 in Lund, Sweden*
- Mol A. et al, (2000) *The voluntary approach to environmental policy - joint environmental policy-making in Europe*. University press, Oxford.
- Naturvårdsverket (2002) *Samla in, återvinn!* Rapport 5237

- Naturvårdsverket (2001) Berg, P. *Insamling av hushållsavfall, en kartläggning och analys av system för hantering av hushållsavfall och förpackningar*. Stockholm.
- Naturvårdsverket (1997) *Effektiva styrmedel i miljöpolitiken - ett forskningsprogram*. Rapport 4757. Gotab, Stockholm
- Nikkarinen, Magnus (2002) *Miljöekonomiska styrmedel och risk - en studie av terminer för utsläpp*. Examensarbete SLU, Institutionen för ekonomi.
- Nilsson Björn (1998) *Using voluntary agreements in environmental policy: a reinforcement of the dialogue with industry*. Tema Nord, Nordiska Ministerrådet, Köpenhamn
- OECD (2001) *Extended producer responsibility, a guidance manual for governments*. OECD Publications, Paris.
- OECD (2001 b) *Domestic transferable permits for environmental management – design and implementation*. OECD Publications, Paris.
- OECD (2000) *Implementing domestic tradable permits for environmental protection*. OECD Publications, Paris.
- OECD (1997) *Evaluating economic instruments for environmental policy*. OECD Publications, Paris.
- OECD (1998). *Economic instruments for pollution control and natural resource management in OECD countries, a survey*. OECD Publications, Paris
- OECD I (1996) *The Washington Waste Minimization Workshop: workshop organised by the OECD in Washington D.C., on March 29-31, 1995 a co-hosted by the United States, Canada and Mexico. Vol 1, Five waste streams to reduce*.
- OECD II (1996) *The Washington Waste Minimization Workshop: workshop organised by the OECD in Washington D.C., on March 29-31, 1995 a co-hosted by the United States, Canada and Mexico. Vol 2, Which policies, which tools?*
- Packforsk (2002). *Fakta om förpackningar och miljö*, Packforsk, Kista. Kan hittas på www.packforsk.se
- Perman R., Ma Y., McGilvray J. (1999) *Pollution Control Policy, Natural Resource & Environmental Economics*, Second edition. Pearson Education Limited, New York.
- Radetzki, (1999) *Återvinning utan vinning - en ESO rapport om sopor*. Ds 1999:66. Regeringskansliets offsetcentral, Stockholm.
- SCB (2002) *Hushållsavfall 2001*. Statistiska Centralbyrån.
- Siebert Horst (1998) *Economics of the environment: theory and practice*. Springer, New York
- SOU (2001:201) *Resurs i retur*. Betänkande från utredningen för översyn av producentansvaret. Graphium/Norstedts, Stockholm
- Stavins R. N. (1999) *Transaction Costs and Tradable Permits*, Environmental Instruments and Institutions, 133-148, Edward Elgar Publishing Limited, Cheltenham, UK
- Stern, T (2003) *Policy instruments for environmental and natural resource management*. Resources for the future, Washington DC
- Stein, Peter (2001) *Återvinning på retur*. Svensk Handel.(Finnes på www.svenskhandel.se)
- Tietenberg, T.H. (1994) *Economics and environmental policy*. Edward Elgar, Aldershot.
- Varian H.R.(1996) *Intermediate microeconomics*. W.W. Norton & Comp., London

7.2 Artiklar och broschyrer

- Barth, R. and Dette, B. (2001) *The integrations of voluntary agreements into existing legal systems*. In Environmental voluntary approaches: research insights for policy makers.
- Cohen, M.A. (1999) *Monitoring and enforcement of environmental policy*. In Tietenberg and Folmer, "The international yearbook of environmental and resource economics 1998/1999", Edward Elgar, UK. Page 44-108.
- EU (2000) *Hantering av avfall i EU*. Europeiska kommissionen. Kan nerladdas från: http://europa.eu.int/comm/environment/eufocus/waste_management_sv.pdf
- Glachant M. (2001) *Voluntary agreements in environmental policy: a bargaining approach*. CERNA, Paris. www.feem.it
- Hansen L.G. (1996) *Environmental regulation through voluntary agreements*. SØM publication no. 14. www.feem.it
- Highley C. et al, (2001) *Voluntary approaches: an introduction*. In Environmental voluntary approaches: research insights for policy makers.
- Krarup, Signe (2001) *Can voluntary approaches be environmentally effective and economically efficient?* In Environmental voluntary approaches: research insights for policy makers.
- Segerson, K. and N. Li (1999) *Voluntary approaches to environmental protection*. In Tietenberg and Folmer, "The international yearbook of environmental and resource economics 1999/2000", Edward Elgar, UK. Page 273-306.
- Segerson, K. and T. J. Miceli. (1999) *Voluntary approaches to Environmental Protection, the role of legislative threats*. In C. Carraro and f. Leveque, eds., Voluntary approaches in environmental policy (Kluwer Academic Publishing 1999).
- Sveriges Natur (03/02) *Sopförbränningen ökar*, s. 70. Svenska Naturskyddsföreningens tidning.

7.3 Internet²⁹

www.informinc.org

INFORM, oberoende forskningsorganisation statuerad i New York.

www.t2e.co.uk

Den brittiska miljöbörsen.

www.edie.net

Eddie weekly summaries: 020517, samt 021129

<http://miljo.regeringen.se>

Miljödepartementet

<http://www.naturvardsverket.se>

Naturvårdsverkets hemsida.

www.defra.gov.uk/environment/waste.index.htm

Brittiska Department for Environment, Food and Rural Affairs.

<http://wastebase.eionet.eu.int>

²⁹ Webbsidorna besöktes alla senast i juni 2003

En elektronisk databas innehållande information om avfall och avfallssystem i Europa.

www.euopen.be

En europeisk organisation för förpackningar och miljö.

www.forpackningsinsamlingen.se

Svenska förpackningsinsamlingens hemsida.

www.packforsk.se

Institutet för förpackning och logistik AB.

www.repa.se

Serviceorganisation till materialbolagen.

www.sepa.org.uk

Scottish Environmental Protection Agency.

www.environment-agency.gov.org

Environmental Agency in England and Wales.

7.4 Föreläsning

Gren, Ing-Marie. (2000). Föreläsning den 2/5, 2000 inom kursen Economics of environmental regulation, 10 credits. Institutionen för ekonomi, SLU. Ultuna.

7.5 Personlig intervju

Thomas, Martin. 2002-05-24. Intervju med Martin Thomas hos DEFRA (Department for environment, food and rural affairs), London. Resan finansierad av Länsförsäkringar Miljö.

Bilaga 1 Utförligare bakgrund till förpackningar, miljöproblemen och dess miljökostnad

Förpackningens syfte

En förpacknings primära syfte är att skydda dess innehåll. En större förpackning kan ibland krävas för att transportera andra förpackade varor så att frakten blir skyddad och effektivare. Förpackningen runt produkterna leder till minskat svinn och minskade förstörda varor, vilket annars är en kostnad för varudistributionen. Utan några förpackningar skulle det totala avfallet öka på grund av ökade skador. Förstörd mat och andra varor skulle då kunna ge ett större avfall än det som nuvarande förpackningar ger (Erlöv, 00). Enligt FAO så konsumerar vi totalt sett endast ca 60 % av den mat som skördas i världen. Detta beror till stor del på undermåliga förpackningar som bidrar till att varan blir avfall innan varan hinner konsumeras (Packforsk, 02).

Idag ser våra levnadsvanor och samhälle annorlunda ut än förr vilket förändrat behovet av förpackningar. För ca 60-70 år sedan fanns inte samma behov av förpackningar då avståndet mellan producent och konsument var kort. Men idag vill konsumenterna köpa produkter från hela världen, förfoga över ett större utbud och handla snabbt och effektivt vilket gör förpackningen till en grundläggande faktor i våra liv. Förpackningar gör att varor som produceras i andra länder blir tillgängliga för oss samtidigt som den kan ange varans pris, ursprung och användningssätt på ett smidigt sätt. Förpackningar är gjorda av olika material, alla designade för att passa den specifika varan och agera som skydd. Varje enskilt förpackningsmaterial har även unika egenskaper. Papper, trä, metall, plast och glas är de material som används och dessa kan användas och kombineras på olika sätt. Papper framställs av skogens vedfiber och denna råvara går att återvinna. Wellpapp består av skilda pappersskikt som limmas mot varandra. Beroende på hur skikten kombineras kan man få olika former av wellpapp. Trä och plywood används främst idag till transportförpackningar, som t ex lastpallar. Plast framställs till störst del av olja eller naturgas och egenskaperna och typerna av plast kan variera. I kombination med papper kan plaster ge skydd mot fukt och värme i och med förbättrat ytskydd. Metall gjordes förr av stål, men nu av aluminium. Konservburkarna har blivit allt tunnare genom en ny teknik i produktionen. Aluminiumfolien används i kombination med många andra material, då den tätar mot fukt, syre och ljus. Glas framställs av billiga råvaror, huvudsakligen sand. Glas förlorar inte sin ursprungliga egenskap under återvinningsprocessen och lämpar sig därför bra till återvinning.

Ökad konsumtion

Konsumtionen ökar varje år och med detta även förpackningarna runt de varor vi konsumerar. Konsumtionsökningen har de senaste åren överstigit den vunna energi- och resurseffektiviseringen och därför ökar det totala avfallet. År 2010 tros

andelen papper, glas och plastavfall att ha ökat med 40 - 60 % jämfört med 1990 års nivå. Förpackningarnas andel av det totala avfallet upptar en väsentlig del av det totala avfallet. I Sverige var förpackningarnas andel av hushållsavfallet cirka 25 % räknat i vikt och 50 % räknat i volym år 1998 (Packforsk, 02). Med tanke på dess vikt och volym bidrar förpackningar mer till det kommunala avfallet än någon annan grupp av varor (OECD 1, 96) Av det totala avfallet i samhället svarar dock förpackningarna bara för 1 % (Packforsk, 02).

Varför just förpackningsavfallet bör reduceras förklaras med flera orsaker av OECD (OECD 1, 96). En av dessa är att förpackningarna har en kort livscykel vilket innebär att dess konsumtion normalt förvandlas till avfall samma år. Den korta tidsperioden gör att det är relativt enkelt att beräkna kvantiteten och sammansättningen av dess avfall och man kan avgöra redan vid dess produktion hur förpackningen kan och bör tas om hand, med avseende på befintliga metoder, infrastruktur och dess kostnader. Detta är mycket svårare för varor som har en tidsrymd på flera år mellan produktion och slutkonsumtion.

Miljöproblem från de olika metoderna

Avfall som deponeras ger effekter i form av utsläpp av metan, koldioxid och olika odörer till luften (Packforsk, 02). Andra effekter är urlakning av salter och tungmetaller. Biologiskt nedbrytbara och svårnedbrytbara organiska ämnen lakas ur till grundvattnet och ackumulation av farliga ämnen sker även till mark och till näringskedjan. Deponi tar likaledes mark i anspråk, smutsar ner och exponerar städer för farliga ämnen. De ökar också risken för bränder. En modern soptipp är dyr att anlägga och att driva, och även välskötta soptippar utgör en potentiell risk för den omgivande miljön Dessutom innebär deponering en resursförlust då resurserna inte tas om hand. Miljö-, hälso- och resursskador kan emellertid vara mångdubbelt mer allvarlig än resursförlusten av deponeringen (Kretsloppsdelegationen, 97). Förbränning ger utsläpp av svaveldioxid, kväveoxider, saltsyra, fluorväten, flyktiga organiska föreningar, koloxid, koldioxid med mera till luften (EU, 00). Farliga ämnen deponeras i ytvattnet och slagg, skräp och flygaska i marken. Även förbränning förfular naturen på olika sätt liksom deponering och exponerar städer för farliga ämnen. 30% av förpackningsavfallet hamnar slutligen på deponering i form av aska och slagg vid förbränning (Sveriges Natur, 03/02). Den tekniska utvecklingen har gått fort fram och minskat utsläppen av miljöförstörande ämnen i hög grad på bara ett par år (Packforsk, 02) Dessa miljöeffekter tillkommer oavsett om energin tillvaratas eller inte då förpackningsavfallet förbränns. Materialåtervinning innebär att det slutgiltiga avfallet som måste tas om hand minskar och även att förbrukningen av råvaror kan avta. Den miljöpåverkan som uppstår då material produceras minskar därmed. Även materialåtervinning påverkar miljön, t.ex. genom de transporter av förpackningsmaterial som sker (EU, 00).

Miljökostnad från avfallshanteringen

Att beräkna förpackningsavfallets miljöeffekt i monetära termer, som en kostnad för samhället, är väldigt svårt. Det finns flera som försökt göra detta och många av dessa har skilda resultat. En studie från Norge använde fyra olika metoder för att värdera flera olika exempel på miljöpåverkan av utsläpp i luften, vattnet eller

marken från deponi och förbränning (Radetzki, 99). Genom att använda en uppsättning värden för skador som uppstår vid utsläpp per enhet tillsammans med en uppskattning av de volymer som släpps ut vid avfallsbearbetning, beräknade studien värdena för de totala miljöskadorna per ton av olika sorters förpackningsavfall vid förbränning och deponering. Studien kom fram till följande siffror:

Kostnader för miljöskador som uppstår vid förbränning och deponi

	Förbränning (kr/ton)	Deponi (kr/ton)
Papper	424	1 451
Plast	1 437	592
Metall	873	6
Glas	233	6

Dessa siffror behöver dock jämföras med materialåtervinningens miljöskostnader. I en amerikansk studie från 1997 användes en metod som innebär att skadekostnaden likställdes med den verkliga kostnaden att ta bort miljöskadorna för att värdera miljöskostnaden från materialåtervinning likväl som kostnaden från råvaruproduktion (Ackerman, 97). Genom att använda studien från Ackerman likväl som studien från Norge kommer Radetzki (99) fram till att den totala nettoytan för miljön med återvinning är i snitt 559 kronor per ton. Detta kommer han fram till genom att räkna på en miljöskostnad från materialåtervinning som är 389 kronor per ton och en reducerad miljöskostnad på 948 kronor per ton på grund av att återvinning av material innebär mindre råvaruproduktion. Nettoskadorna på miljön från förbränning och deponi är 513 respektive 960 kronor per ton eftersom inget kan dras av för mindre råvaruproduktion (Radetzki 99). Radetzki framhåller dock dessa siffrors osäkerhet då han på egen hand byggt upp resonemanget från olika källor då ingen utredning tidigare hade räknat på kostnader för såväl deponering, förbränning och materialåtervinning i samma arbete. Utredningar som kommenterat Radetzkis rapport, då denna hade syftet att provocera, visar på en än högre nytta för varje ton förpackningar som materialåtervinns. Bruzelius (00) kom fram till att miljön tjänar 1275 kronor för varje ton och menade att Radetzkis uträkning var felaktig. En färsk studie beställd av EU kommissionen visar också den på att materialåtervinning är den bästa metoden att hantera avfall med (Sofres, 01). En jämförelse mellan miljöpåverkans kostnader och dess nytta av alternativa hanteringsmetoder i fyra länder, visar att återvinning har flest fördelar jämfört med återvinning av energi och deponi. Den kan klart antas billigast av de tre metoderna även om studien vilar på en del antaganden.

För svenska förhållanden har det gjorts ett antal livscykelanalyser för att mäta miljöbelastningen i form av utsläpp och energianvändning mellan återvinning och återskapning/deponi. Utredningen Resurs i retur (SOU, 01) nämner författarna Andersson och Ekvall vilka kommit fram till att miljöbelastningen minskar om förpackningsmaterial materialåtervinns eller återanvänds jämfört med deponering och energiutvinning. Utredningen Resurs i retur (SOU, 01) kommer fram till att återvinning av förpackningar är bättre än energiutvinning och deponering då man ser till miljöeffekterna. Utredningen grundar sin uppfattning på ett antal livscykelanalyser som genomförts under det senaste decenniet och som återspeglar den senaste kunskapen över hur förpackningarna påverkar miljön som avfall.

Bilaga 2. Avgifterna i det svenska systemet

Alla avgifter exklusive moms. (Dessa avgifter gällde 2002-01-01)³⁰

▪ Anslutningsavgift till REPA: (gäller ej Glas, se istället nedan)

Materials lag	Avgift / SEK
Kartong/Papper	55 öre/kilo
Metall (aluminium och stålplåt)	150 öre/kilo
Metall (Plåtfat)	6 öre/kilo
Plast	150 öre/kilo
Wellpapp	23 öre/kilo
Glas ³¹	Avgiften beror på fyllnadsvolymen (mellan 6 och 23 öre). För en volym på t.ex. 600 ml är avgiften 14 öre per förpackning.

▪ Schablonavgifter (gäller ej Glas):

En producent kan välja att erlägga en årlig schablonavgift om dess årsomsättning understiger 3 miljoner SEK.

Årsomsättning	Schablon
< 0.5 miljoner SEK	0 SEK (Dock registerhållningsavgiften nedan)
0.5 - 3 miljoner SEK	1 500 SEK/år
En producent vars sammanlagda förpackningsavgifter under ett kalenderår uppgår till högst 5 000 SEK får om önskar erlägga en årlig schablonavgift	5 000 SEK/år

▪ Registerhållningsavgift (gäller ej Glas):

Registerhållningsavgift	Schablon
Alla producenter erlägger denna avgift	500 SEK/år

³⁰ All information tagen från repa.se om inget annat anges

³¹ Källa: glasbanken.com

Bilaga 3 Miljöbörsen i Storbritannien och PRN priserna

Miljöbörsen

The Environment exchange (t2e) erbjuder en elektronisk handelsplats för PRN:s. Denna börs startade 1998 och handeln har sedan dess fördubblats. Under år 2002 ökade t.ex. såväl priserna på PRN's som sålda volymer och detta har lett till att t2e numera är det mest inflytelserika indexet på PRN priser. På denna börs hittar köpare säljare. Genom att börsen existerar elektroniskt är den tillgänglig för alla då börsen kommer till kunden snarare än tvärtom. Handeln går till så att en producent gratis blir medlem i t2e och därefter får ett personligt lösenord. Börsen är öppen mellan klockan 10-16 veckodagar. Via telefon ringer man in en order, sälj som köp. En säljorder t.ex. ger sitt pris och antal ton återvinning som man erbjuder vilket sedan annonseras på internet. Säljarens identitet är dold. En köpare ser då på internet sidan olika alternativ som lagts ut, t.ex. för 50 ton eller 25 ton tillsammans med det pris per PRN som krävs. Efter en matchning informeras båda parter om att de har handlat med varandra. En skriftlig bekräftelse sänds ut via fax och innehåller all information. Säljaren skall sedan skicka dess nu sålda PRN till t2e och köparen överför samtidigt det totala beloppet till t2e, samt dennes del av en avgift vilken börsen tar ut för att ha genomfört handeln. T2e överför därefter beloppet till säljaren, minus dennes del av avgiften. Slutligen skickas PRN:s till köparen. Förutom denna kostnad för att utnyttja börsen (vilken delas av köpare och säljare) tillkommer för köparen en dokumentationsavgift på 5 pund.

PRN priser: (t2e.co.uk)

Tabell. Översikt över PRN priser hittills under år 2003 (t2e, 2003-02-17):

<i>Trade Summary: Spot 2003</i>					
PRODUCT	LAST	AVERAGE	HIGH	LOW	TOT VOL
ALUMINIUM	14	13.31	14	12	383
GEN.RECYCLING	9.5	6.48	10	5	5712
GLASS	10.25	10.25	10.25	10.25	70
PAPER	11.75	11.09	12.5	8	14889
PLASTIC	14	9.52	18	6.75	4138
RECOVERY	6	7.85	12.5	6	3383
STEEL	12	11.69	12.5	7	5454
	Totals	9.92			34029

Förklaring till tabellerna:

Senaste (last) anger det senaste priset per ton av varje material. Medel (average) innebär medelpris som betalats per ton viktat med volym. Högsta (high) innebär det högsta pris som betalats per ton sedan början av 2003 och lägsta (low) alltså det lägsta pris som betalats sedan årets början. Total volym är det totala antalet ton som handlats med sedan början av 2003. Alla priser är i pund och exklusive moms.

Tabell. Översikt över PRN priser under år 2002. Densamma förklaring som ovan (t2e.co.uk):

<i>Trade Summary: Spot 2002</i>					
PRODUCT	LAST	AVERAGE	HIGH	LOW	TOT VOL
<u>ALUMINIUM</u>	21	47.55	65	5	4488
<u>GEN.RECYCLING</u>	5	25.14	31	2.5	113068
<u>GLASS</u>	25	20.07	35	1	20862
<u>PAPER</u>	8	25.53	33.5	1.5	116587
<u>PLASTIC</u>	20	23.93	45	1	21779
<u>RECOVERY</u>	8.5	18.66	30	2	21901
<u>STEEL</u>	25	24.18	35	1.5	31669
	Totals	24.66			330354

Pris: 100 :- (exkl moms)

Tryck: SLU, Institutionen för ekonomi, Uppsala 2006.

Distribution:

Sveriges lantbruksuniversitet
Institutionen för ekonomi
Box 7013
750 07 Uppsala
Tel + 46 18 67 18 00

Swedish University of Agricultural Sciences
Department of Economics
Box 7013
SE-750 07 Uppsala, Sweden
Fax + 46 18 67 35 02