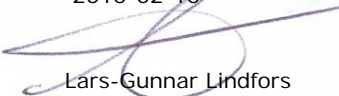


Insamling av återvinningsbart material i blandad fraktion - en ekonomisk bedömning

Å. Stenmarck, E. Kock, D. Palm, J-O Sundqvist
B1864
Januari 2010

Rapporten godkänd
2010-02-10



Lars-Gunnar Lindfors
Senior Advisor

Organisation IVL Svenska Miljöinstitutet AB	Rapportsammanfattning
Adress Box 21060 100 31 Stockholm	Projekttitle Insamling av återvinningsbart material i blandad fraktion – en ekonomisk bedömning
Telefonnr 08-598 563 00	Anslagsgivare för projektet Avfall Sverige, Återvinningsindustrierna
Rapportförfattare Å. Stenmarck, E. Kock, D. Palm, J-O Sundqvist	
Rapporttitel och undertitel Insamling av återvinningsbart material i blandad fraktion - en ekonomisk bedömning	
Sammanfattning Syftet med detta projekt har varit att bedöma de ekonomiska förutsättningarna för ett system baserad på insamling av återvinningsbart material i blandad fraktion i Sverige ur ett företagsekonomiskt och samhällsekonomiskt perspektiv. Kostnadsbedömningen har gjorts för två system med Halmstad som modellkommun: 1. Insamling och återvinning i dagens system, vilket innebär en kombination av återvinningsstationer och fastighetsnära insamling. 2. Insamling och återvinning i ett fastighetsnära system där förpackningar och tidningar samlas in i blandad fraktion och behandlas i en MRF. Vår studie är baserad på befintlig forskning och intervjuer med aktörer. Det finns brister/kunskapsluckor i det underlag som var tillgängligt (p.g.a. att frågan inte studerats tidigare eller sekretess). Resultaten kan därför inte ses som något slutgiltigt svar på frågan om vilket system som är (samhällsekonomiskt) bäst. Följande resultat har framkommit: <ul style="list-style-type: none"> • Företagskostnaderna blir sammantaget något högre för system 2 än för system 1, resultatet är starkt beroende av intäkterna för materialförsäljning, liksom av de ökade insamlingskostnaderna för system 2. Resultatet per ton avfall insamlat till återvinning varierar naturligt med den mängd som samlas in. • Värderingen av hushållshållens tid har stor inverkan. Vid moderat till hög värdering av tiden kommer de lägre kostnaderna för hushållens tid i system 2 att kompensera den högre företagsekonomiska kostnaden, däremot inte om man har en låg värdering av tiden. • Intäkterna spelar stor roll för det slutgiltiga resultatet. • Miljökostnaderna är i stort sett samma för de båda systemen 	
Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område eller näringsgren Insamling, återvinning, blandad fraktion, ekonomisk bedömning	
Bibliografiska uppgifter IVL Rapport B1854	
Rapporten beställs via Hemsida: www.ivl.se, e-post: publicationservice@ivl.se, fax 08-598 563 90, eller via IVL, Box 21060, 100 31 Stockholm	

Sammanfattning

Syftet med detta projekt har varit att bedöma förutsättningarna för ett svenskt system baserad på insamling av återvinningsbart material i blandad fraktion med vidareförädling i en s.k. MRF (Material Recycling Facility) ur ett företagsekonomiskt och samhällsekonomiskt perspektiv. I det samhällsekonomiska perspektivet ingår förutom de företagsekonomiska kostnaderna även hushållens kostnader och miljökostnader. Vår studie är baserad på befintlig forskning och intervjuer med aktörer. Det finns brister/ kunskapsluckor i det underlag som var tillgängligt (p.g.a. att frågan inte studerats tidigare eller sekretess). Resultaten kan därför inte ses som något slutgiltigt svar på frågan om vilket system som är (samhällsekonomiskt) bäst.

Kostnadsbedömningen har gjorts för två fall:

1. Insamling och återvinning med dagens system, vilket innebär en kombination av återvinningsstationer och fastighetsnära insamling.
2. Insamling och återvinning med ett system där förpackningar och tidningar samlas in fastighetsnära i blandad fraktion och behandlas i en MRF¹².

Kostnadsjämförelsen har gjorts med Halmstad som modellkommun, d.v.s. Halmstads befolkningsunderlag och insamlingsstatistik används i beräkningarna. Den antagna MRF-anläggningen har haft en MRF-anläggning i Greenwich, England som förelaga. En beskrivning av anläggningen i Greenwich finns i Stenmarck och Sundqvist (2009).

Parallellt med detta projekt har en förenklad LCA gjorts för ett liknande system (Palm 2009). Detta projekt har till största möjliga mån använt sig av samma antaganden som är gjorda i LCA-studien.

Några förutsättningar har haft större påverkan än andra. Dessa är:

- Vi har i analysen endast gjort beräkningar på avfall som idag ingår i producentansvaret för förpackningar och tidningar.
- Vi har i bedömningar använt oss av försiktighetsprincipen, detta märks framförallt i beräkningarna för system 2 där vi räknat bort intäkten för glas samt räknar med att inte kan sälja den fraktion som sorteras ut som brännbar.
- De slutliga återvinningsprocesserna (där man tillverkar olika produkter av det insamlade materialet) antas vara lika i de båda systemen. Dock skiljer sig mängden material som går till återvinning. Det är större mängder som går till återvinning i system 2 än i system 1. Vi har antagit att intäkterna som beräknats speglar kostnaderna för återvinningen och därför exkluderat kostnaderna för denna.
- Vi har antagit att kvalitén på materialet in till den slutliga återvinningsprocessen är likvärdig i de båda systemen. Detta är en grov generalisering som, eftersom det inte varit möjligt att få fram objektiva bedömningar av kvalitén, varit nödvändig. Vad gäller kvalitét se vidare diskussionen i kapitel 7.

¹ MRF står för Material Recycling Facility som är en anläggning där avfallet separeras mekaniskt, ofta även kombinerat med manuell sortering och kontroll.

² Många av kostnaderna och den ökade insamlings mängden beror främst på införandet av fastighetsnära insamling (FNI). Det är en förutsättning med FNI för att system 2 ska kunna leverera material till en MRF. Dessa kostnader och den ökade insamlingsvolymen skulle också uppstå om man i dagens system gick över till enbart FNI.

- Vi har inte med den informationskostnad som skulle tillkomma i händelse av att man byter system. Inter heller den informationskostnad som finns i dagens system är medräknad. Eventuella ombyggnadskostnader som skulle kunna bli aktuella för vissa fastighetsägare är inte heller medräknade.
- Vi har inte inkluderat den kostnad som har uppstått i och med uppbyggnad av återvinningssystemet som finns idag i Halmstad, varken för återvinningsstationer eller för den fastighetsnära hämtningen. Däremot har vi tagit med den kostnad som finns för behållarna på återvinningsstationer liksom kostnaden som fastighetsägarna har för fastighetsnära insamling i dagens system.

Det bör poängteras att den gjorda kostnadsjämförelsen inte är fullständig. Till exempel har vi för system 1 inte fått uppgifter om kostnaden för försortering av plast som idag görs på återvinningsanläggningen. I system 2 kommer plasten att genomgå en motsvarande sortering i MRF-anläggningen. I andra fall har olika parter haft olika kostnadsbedömningar, dessa redovisas dock i regel i texten. Allt detta påverkar resultatet och de slutsatser som dras bör därför nogsamt tas hänsyn till detta.

I system 1 samlar man in 8 114 ton avfall för återvinning (Palm 2009). I system 2 antas insamlingsgraden öka till 9 637 ton avfall insamlat för återvinning (Palm 2009). Antagandet om den ökade insamlingsgraden är baserat på en tidigare studie för införande av fastighetsnära hämtning och skulle gälla även om man hade kvar dagens system med källsortering men införde en ökad fastighetsnära hämtning. I tabellen nedan visas fördelningen på respektive förpackningsslag.

Insamlade mängder samt mängder som kan försäljas

Material	System 1		System 2	
	Insamlat 2008 [ton]	Mängd som kan försäljas 2008 [ton]	Insamlat 2008 [ton]	Mängd som kan försäljas 2008 [ton]
Glas	1 989	1 890	2 130	1 435
Tidningar	4 563	4 495	4 837	3 935
Plast – hård	168	101	274	194
Plast – mjuk	168	101	274	263
Metall	151	128	254	219
Kartong	1 075	968	1 868	1 838
Total	8 114	7 681	9 637	7 884

Följande resultat har framkommit:

Nettokostnader för system 1 och 2

	System 1		System 2	
	Total, högpris [SEK/år]	Total, lågpris [SEK/år]	Total, högpris [SEK/år]	Total, lågpris [SEK/år]
Total kostnad	12 236 000	12 236 000	17 945 000	17 945 000
Total intäkt	- 6 778 000	- 3 252 000	- 6 190 000	- 2 691 000
Nettokostnad	5 458 000	8 984 000	11 755 000	15 254 000
Nettokostnad per ton avfall till återvinning	670 SEK/ton	1100 SEK/ton	1 220 SEK/ton	1 580 SEK/ton

Sammanställning samtliga kostnader

	System 1 (dagens system)		System 2 (insamling i blandad fraktion)	
	Totalt [SEK/år]	Per ton insamlat material till återvinning [SEK/ton]	Totalt [SEK/år]	Per ton insamlat material till återvinning [SEK/ton]
Företagsekonomiska kostnader	12 236 000	1500	17 945 000	1 860
Hushållens kostnader för källsortering	5 112 000 – 37 324 000	630 – 4 600	3 084 000 – 22 217 000	320 – 2 300
Miljökostnader				
-skadekostnader	640 000	78	740 000	76
-alternativ kostnader	1 400 000	173	1 600 000	166
-WTP	1 900 000	234	2 300 000	239

Sammantaget kan resultaten kommenteras med:

- Företagskostnaderna blir sammantaget högre för system 2 än för system 1. Nettokostnaden tar också hänsyn till de intäkter man får från försäljning av material och det blir då tydligt hur avgörande materialpriset är. Det ska också påpekas att det i system 1 saknas en kostnadsuppgift för sortering av plast. Vi uppskattar grovt att denna tillkommande kostnad är av storleksordningen 1 miljon SEK/år eller ca 100 SEK/ton. Denna uppgift är inte medtagen i beräkningarna.
- Nettokostnaden per ton insamlat material blir, naturligt, beroende på hur mycket avfall som samlas in – skulle man få ytterligare insamlade mängder i system 2 så blir det alltså än mindre skillnad mellan systemen.
- Intäkterna spelar stor roll för det slutgiltiga resultatet.
- Hushållens kostnader blir lägre i system 2 än i system 1. Om tiden värderas lågt kommer detta inte att kompensera för de högre företagsekonomiska kostnaderna. Vid moderat eller hög värdering av tiden kommer de lägre kostnaderna att kompensera för den högre företagsekonomiska kostnaden. Kostnadsbedömningen av hushållens tid bygger dock på olika subjektiva värderingar och innehåller även stora osäkerheter.
- Miljökostnaderna är i stort sett samma för de båda systemen.

Förutom de ekonomiska aspekterna finns även andra aspekter som kan vara värda att notera i detta sammanhang:

- **Förutsättningar att införa blandad insamling.** I det ramdirektiv för avfall som kom hösten 2008 finns en artikel som säger:
”Pursuant to Article 8(2) by 2015 separate collection shall be set up for at least the following: paper, metal, plastic and glass”.

Detta kan tolkas både som att det inte kommer bli tillåtet att samla in papper, metall, plast och glas tillsammans utan att varje material måste samlas in för sig, eller som att det blir tillåtet att samla in papper, metall, plast och glas tillsammans i en fraktion, avskilt från annat avfall. Ännu finns ingen officiell svensk tolkning av detta beroende på att man inte har implementerat direktivet ännu. Vidare spekulationer kring detta anses inte vara görbara i dagens läge.

- **Möjliga kostnadsbesparingar.** Förutom de kostnader som vi räknat med finns också olika indirekta kostnader för system 1 som vi inte har haft möjlighet att inkludera i beräkningarna. Det handlar om bl.a. om kostnader för:

- markarrende för den mark som återvinningsstationerna står på (vilket inte betalas av FTI³ idag utan det är i praktiken kommunen som fritt upplåter marken),
 - transportledning och administration av dagens system för FTI (ingår för system 2 i transportkostnaderna),
 - kostnad för kommunerna att ha insamling av förpackningar på återvinningscentraler samt
 - kostnaden för att ta hand om det avfall som städas bort från ÅVS (i dag anser FTI att kommunen ska ta hand om detta avfall utan ersättning),
- **Möjlighet att behandla verksamhetsavfall eller materialströmmar (d.v.s. inte bara förpackningar) i en MRF.** Det finns en möjlighet att låta MRF-anläggningen ta hand om både förpackningar som idag är verksamhetsavfall liksom att ställa om insamlingen till materialströms insamling. Båda dessa alternativ skulle påverka slutsatserna på följande sätt:
 - Det blir lättare att fylla upp kapaciteten. Tar man med även verksamhetsavfall och materialströmmar skulle Halmstads andel bli större, och mindre mängder behöva tas emot utifrån. Detta i sig påverkar inte de slutsatser som ekonomin som vi dragit i studien.
 - Om verksamhetsavfallet som tillförs MRF-anläggningen utgörs av sådant avfall som annars skulle gå till förbränning kan man förvänta sig ökade miljövinster, d.v.s. lägre miljökostnader, eftersom återvinning för de flesta material ger lägre miljökostnad än förbränning.
 - Vid införandet av materialströmsinsamling skulle förbränningskostnaderna för Halmstad minska eftersom restavfallet skulle minska.
 - **Glas som separat fraktion.** Vill man undvika eftersortering för att göra det möjligt att materialåtervinna glaset, samt minimera risken att glas kontaminerar andra fraktioner t.ex. tidningar är det att föredra att ha glaset separerat från den blandade fraktionen. En nackdel med detta är att man då måste införa separat insamling av glas. Detta kan då ske via fastighetsnära hämtning som övriga fraktioner eller via återvinningsstationer så som det är idag. Detta skulle innebära att man för systemet får en ökad kostnad för denna separata hantering. I dagsläget belastar kostnaderna förknippade med insamling alla fraktioner och har man bara en kan det då t.o.m. bli dyrare.

Genom arbetet har flera idéer till fortsättningsprojekt framkommit:

- **Kvalité.** Frågan om kvalitén på insamlat och bearbetat material är viktig och omdiskuterad. Vi har inte sett någon objektiv redogörelse för varken mängden avfall som faktiskt går till återvinning eller hur kvalitén kan antas vara på detta material, varken från dagens system eller från ett MRF-system. När en sådan jämförelse görs är det viktigt att man väljer en MRF med BAT (Best Available Technology) som är anpassad för svenska förhållanden. Det krävs också öppenhet från aktörerna i dagens system, så att kvaliteten på dagens insamlade material verkligen kan utvärderas objektivt och jämföras med det alternativa systemet.
- **Hushållens roll och åsikter – konsumentperspektiv.** I studien har vi antagit att ett system med insamling i blandad fraktion gör att arbetet tar mindre tid. Den mindre tidsåtgången (framförallt minskad tid för transport av avfallet till en återvinningsstation) är också en viktig del i den jämförande kalkyl som gjorts. Det skulle också vara omöjligt att införa ett systemskifte om hushållens uppfattning är att dagens system är det bästa. Därför är hushållens roll och åsikter viktiga att kartlägga. Ett sätt att seriöst analysera dessa frågor kan vara att utföra ett begränsat försök (t.ex. några hundra till tusen hushåll) börja sortera

3 FTI – Förpacknings och tidningsinsamlingen

ut en blandad fraktion. Genom djupanalyser av några utvalda hushåll kan man kartlägga hur hushållen ställer sig till ett sådant system, jämfört med det tidigare systemet. Ett sådant försök skulle också kunna ge några svar om vilken kvalitet som den insamlade blandade fraktionen har (genom plockanalys).

- **Vem ska betala.** Dagens system grundar sig på att producenterna, genom FTI och REPA, är ansvariga för hela kedjan. Genom en förpackningsavgift finansieras hanteringen och FTI äger avfallet från det att det lagts i avsett kärl, tills det levererats till en återvinningsanläggning. En MRF skulle kunna inordnas i ett sådant system, men en MRF ger också andra möjligheter, t.ex. att en entreprenör får rätten att samla in avfall i blandad fraktion från hushåll och att då får äganderätten till avfallet i och med att det hämtats. En studie skulle därför kunna göras för att jämföra olika organisatoriska och kommersiella modeller.
- **Totala mängder.** Det är idag svårt att få en klar bild av hur mycket förpackningar och tidningar som sätts på marknaden, liksom hur mycket av det som samlas in för återvinning faktiskt går till materialåtervinning. Materialbolagen lämnar varje år uppskattningar på hur stor andel av det insamlade materialet som materialåtervinns, det finns dock ingen information kring hur flödena faktiskt ser ut och var det materialåtervinns. Detta gör det svårt att se hur till vida återvinningsmålen uppfylls eller inte. Det vore intressant med en utredning som på ett opartiskt sätt belyser dagens insamlingssystem och producentansvar med fokus på vad som faktiskt återvinns och kvaliteten på detta samt marknaden för det återvunna materialet. En del av utredningen skulle kunna innehålla en utredning om faktiskt återvunna mängder.
- **Arbetsmiljöfrågan.** Ett argument emot MRF har ofta varit arbetsmiljöfrågorna. Det finns flera MRF-anläggningar (Tyskland, England, USA etc.) där en stor del av sorteringen sker manuellt, ofta av lågbetalda gästarbetare eller motsvarande. Den MRF som vi beskrivit i denna studie har ett minimum av manuell arbetskraft, inte fler än vad som ändå finns i dagens system. Likaså är personalkostnaderna som använts i kalkylen baserat på kostnaderna för en genomsnittlig industriarbetare. En arbetsmiljöstudie skulle därför behöva göras för att jämföra arbetsmiljön (från insamling till och med slutlig återvinning) i dagens system och ett system med insamling i blandad fraktion och uppberedning i modern MRF.

Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	1
1 Inledning.....	7
2 Utförande.....	8
2.1 Modellkommun	8
2.2 Ekonomisk analys	9
2.3 Avgränsningar och antaganden.....	9
3 Företagsekonomiska kostnader.....	10
3.1 Kostnader och intäkter för system 1 (dagens system).....	10
3.1.1 Kostnader – system 1	13
3.1.2 Intäkter – system 1	17
3.1.3 Nettokostnader - system 1	18
3.2 Kostnader och intäkter för system 2 (insamling i blandad fraktion och separering i MRF).....	19
3.2.1 Beräkningar – system 2.....	20
3.2.1.1 Transport- och insamlingskostnader, system 2	21
3.2.1.2 MRF-anläggning	22
3.2.2 Intäkter – system 2	25
3.2.3 Nettokostnad - system 2.....	26
3.2.4 Känslighetsanalys - rejekt 5%.....	26
3.2.4.1 Kostnader – rejekt 5%.....	26
3.2.4.2 Intäkter - rejekt 5%	27
3.2.4.3 Nettokostnader system 2 - rejekt 5%.....	27
4 Hushållens kostnader för källsortering	28
5 Miljökostnader – klimatgasutsläpp	31
5.1 Beräkning av miljökostnader.....	31
5.2 Känslighetsanalys	32
6 Resultat.....	34
6.1 Sammanställning av företagsekonomiska kostnader	34
6.2 Sammanställning samtliga kostnader.....	35
6.3 Sammanställning av känslighetsanalyser.....	36
7 Diskussion	37
8 Referenser.....	44
Bilaga 1. Slutsats och diskussion från LCA-studien "Carbon footprint of recycling systems -A comparative assessment of bring- and co-mingled kerbside collection and sorting of household recyclable materials (Palm, 2009).....	46
Bilaga 2 Flödesschema system 1 (Palm 2009)	48
Bilaga 3 – Flödesschema system 2 (Palm 2009).....	49

1 Inledning

I Sverige är systemet för återvinning av förpackningar ur hushållsavfallet uppbyggt kring källsortering där hushållen förväntas sortera olika förpackningstyper skilda från varandra och sedan lämna materialet vid en återvinningsstation⁴. Därifrån transporteras avfallet till olika depåer, omlastningsplatser, för-sorteringsanläggningar eller i vissa fall direkt till slutanvändare för användning som råvara i en produktionsprocess.

Det finns också i flera kommuner områden med fastighetsnära hämtning där källsorterat avfall samt restavfall hämtas t.ex. vid porten, i ett soprum eller vid grinden. Den fastighetsnära insamlingen arrangeras och bekostas vanligtvis till stor del av kommunen, hyresvärden, bostadsrättsförening eller liknande (Avfall Sverige rapport 2006:09). Som ersättning från FTI⁵ får man också en viss ersättning per materialslag som samlas in. Fastighetsägaren får också naturligtvis en reducerad kostnad för hämtningen av restavfallet. Systemen med fastighetsnära hämtning kan antingen innebära olika kärl för respektive fraktion eller, som i t.ex. Helsingborg flerfackskärl i villabebyggelse.

Andra länder i Europa samt USA har valt andra lösningar för att samla in och återvinna avfall. Vanligt är att samla in flera olika återvinningsbara material som en blandad fraktion (med t.ex. papper, glas, metall och plast). Detta avfall samlas sedan in i fastighetsnära system (s.k. *kerbside collection*). Avfallet transporteras sedan till en särskild separeringsanläggning, s.k. Material Recycling Facility (MRF⁶). Systemet har bland annat vunnit mark i Storbritannien.

Dagens svenska system är föremål för del diskussion och offentlig debatt framför allt vad gäller:

- Renhållning/nedskräpning av återvinningsstationer (ÅVS)
- Placering av ÅVS
- Finansiering av insamlingssystemet
- Brist på diskrepans v. g. insamlade volymer och förorsakade kostnader/intäkter
- Svårigheter att absorbera återvinningsbart material som inte är förpackningar

Därför är en jämförelse med andra insamlingssystem intressant, vilket också utgör grunden för föreliggande studie. Det bör också påpekas att det finns de som är fullt nöjda med dagens system.

Vi har 2009 gjort en inledande studie om insamling av återvinningsbart avfall i blandad fraktion (Stenmarck och Sundqvist, 2009). Föreliggande projekt kan ses som en fortsättning på det projektet.

Syftet med detta projekt har varit att bedöma de ekonomiska förutsättningarna för ett system baserat på insamling av återvinningsbart material i blandad fraktion i Sverige ur ett företagsekonomiskt och samhällsekonomiskt perspektiv. Vår utgångspunkt har varit att belysa kostnader förknippade med respektive system och vi har inte varit intresserade av vem det är som står för kostnaderna.

⁴ Återvinningsstation är en plats där allmänheten kan lämna förpacknings- och tidningsavfall till återvinning. Förpacknings- och tidningsinsamlingen (FTI AB) är ytterst ansvariga för återvinningsstationerna, men för den praktiska driften kan privata entreprenörer eller kommunala avfallsbolag anlitas.

⁵ FTI – Förpacknings och tidningsinsamlingen

⁶ MRF står för Material Recycling Facility som är en anläggning där avfallet separeras mekaniskt, ofta även kombinerat med manuell sortering och kontroll.

2 Utförande

Vår studie är baserad på befintlig forskning och intervjuer med aktörer. Det finns brister/kunskapsluckor i det underlag som var tillgängligt (p.g.a. att frågan inte studerats tidigare eller sekretess). Resultaten kan därför inte ses som något slutgiltigt svar på frågan om vilket system som är (samhällsekonomiskt) bäst.

Kostnadsbedömning har gjorts för två olika system:

1. Insamling och återvinning i dagens system, vilket innebär en kombination av återvinningsstationer och fastighetsnära insamling.
2. Insamling och återvinning i ett fastighetsnära system där förpackningar och tidningar samlas in i blandad fraktion och behandlas i en MRF där man separerar ut olika material som skickas till återvinning.⁷

Den antagna MRF-anläggningen har baserats på en MRF-anläggning i Greenwich utanför London, men har anpassats till svenska förhållanden (t.ex. är vätskekartong med som en fraktion in i processen). En beskrivning av anläggningen i Greenwich finns i en tidigare studie (Stenmarck och Sundqvist, 2009).

Parallellt med detta projekt har en förenklad LCA gjorts för ett liknande system (Palm 2009), där man jämförde klimateffekterna från ett system baserat på dagens hantering och ett system baserat på insamling av blandad fraktion med efterföljande behandling i MRF. I LCA-studien användes Halmstad som modellkommun. En sammanfattning av denna LCA-studie finns i Bilaga 1. Föreliggande projekt har till största möjliga mån använt sig av samma antaganden som är gjorda i Palm (2009).

2.1 Modellkommun

Vi har räknat med Halmstad som modellkommun och att anläggningen ligger i Halmstad. Alla kommunspecifika data har därmed tagits från Halmstad. Halmstad har ca 90 000 invånare. Hälften bor i villa och resten i flerbilshus. Halmstad kommun har 4 återvinningscentraler⁸ där hushållen kan lämna sitt grovavfall, farligt avfall, mm. Inom kommunen finns det 72 återvinningsstationer. Man samlar idag in ca 7 900 ton förpackningsavfall per år (se vidare nedan).

En modern MRF-anläggning bygger på avancerad teknik. Normalt krävs ganska stora anläggningar för att de ska vara lönsamma. Exempelvis har nämnts att anläggningsstorleken bör vara 50 000 – 100 000 ton/år för att ge bra ekonomi (Tony Yates, 2008). Den anläggning i Greenwich som vi har haft som grund för vår tänkta MRF har kapaciteten 100 000 ton/år.

Vi har i beräkningarna använt Halmstad som modellkommun, men har räknat med en fullstor anläggning med kapaciteten 100 000 ton/år. Vid beräkningarna har vi därför antagit att Halmstads

⁷ Många av kostnaderna och den ökade insamlings mängden beror främst på införandet av fastighetsnära insamling (FNI). Det är en förutsättning med FNI för att system 2 ska kunna leverera material till en MRF. Dessa kostnader och den ökade insamlingsvolymen skulle också uppstå om man i dagens system gick över till enbart FNI.

⁸ Återvinningscentral är en bemannad plats där hushållen kan lämna avfall som p.g.a. storlek eller egenskaper inte kan/ska lämnas i säck/kärl, t.ex. grovavfall, farligt avfall, trädgårdsavfall, m.m. Normalt är det kommunen som är ansvarig för återvinningscentralerna.

avfall endast belastar 1/10 av anläggningen. Anläggningen har en kapacitet på 100 000 ton/år och Halmstad har ca 10 000 ton återvinningsbart avfall (förpackningar och tidningar). Vi har därför tagit 1/10 av kostnader och intäkter förknippade med MRF-anläggningen som bas i räkningarna, d.v.s. vi förutsätter att anläggningen tar emot ca 90 000 ton/år från andra kommuner och att dessa kommuner har ungefär samma kommundata som Halmstad. Detta är en förenkling så till vida att vi inte räknar med de transportkostnader som uppstår för andra kommuner som vill skicka sitt avfall till MRF-anläggningen i Halmstad, d.v.s. längre sträckor som skulle ge ökade transportkostnader.

2.2 Ekonomisk analys

Den ekonomiska analysen har omfattat tre olika typer av kostnader:

1. **Företagsekonomiska kostnader.** De företagsekonomiska kostnaderna består av de kostnader som uppträder i avfallshanteringsystemet "från vaggan till graven" vad gäller transporter, omlastning och sortering och viss behandling. Ingen hänsyn är tagen till vem som faktiskt bär dessa kostnader. De miljöskatter som betalas för förbrukning av energiråvaror och deponering av avfall är inkluderade. Även indirekta omkostnader för administration och liknande är inräknade. I de företagsekonomiska kostnaderna är också hushållens transportkostnader inräknade, eftersom dessa kan betraktas som "hårda" och är relativt enkla att skatta.
2. **Hushållens kostnader.** Hushållens kostnader baseras på bedömning av värdet av den tid hushållen lägger på rengöring och källsortering av förpackningar och tidningar. Hushållens transportkostnader har tagits med under de företagsekonomiska kostnaderna. Det är framförallt tiden att transportera materialet som kommer ändras mellan systemen.
3. **Miljökostnader.** Miljökostnaderna baseras på en värdering av miljöpåverkan i monetära termer. Miljöpåverkan beräknas först med hjälp av LCA. Därefter värderas miljöpåverkan monetärt med hjälp av olika värderingsmetoder. Vi har i denna studie endast tagit med miljöpåverkan i form av klimatpåverkan. Eftersom man i de olika värderingsmetoderna ofta värderar emissioner och resurser olika, kan miljökostnadernas storlek uppskattas mycket olika beroende på vilken värderingsmetod som används. För att undersöka betydelsen för resultaten av olika värderingsmetoder och för att ringa in resultaten används tre olika värderingsmetoder för klimatgaser parallellt i studien (se vidare sid. 31).

2.3 Avgränsningar och antaganden

I den ekonomiska analysen beräknas kostnader och intäkter förknippade med förpackningar, tidningar och det övriga hushållsavfallet, exklusive grovavfall och farligt avfall. Studien omfattar bara avfall från hushåll.

De slutliga återvinningsprocesserna antas vara lika i de båda systemen. Dock skiljer sig mängden material till återvinning. Det är större mängder som samlas in för återvinning i system 2 än i system 1. Vi har antagit att intäkterna som beräknats speglar kostnaderna för återvinningen och därför exkluderat kostnaderna för denna. Den ökade mängden härrör sig framförallt ifrån det faktum att man inför fastighetsnära insamling. Man skulle också kunna spekulera kring om fler kommer att utnyttja ett system som man skulle kunna se som enklare (allt i samma tunna), eftersom det är omöjligt att skatta detta har vi lämnat det därhän.

Vi har antagit att kvaliteten på materialet in till den slutliga återvinningsprocessen (där man framställer nya produkter av materialet) är likvärdig i de båda systemen, även om stegen för att nå dit ser olika ut. Detta är en grov förenkling som, eftersom det inte har gått att få fram entydiga, opartiska uppgifter om kvalitén från något av systemen, varit nödvändig. Vad gäller kvalitét se vidare diskussionen i kapitel 7.

Vi har räknat med en förbränningskostnad, 450 SEK/ton, d.v.s. den nuvarande förbränningsskatten är inte medräknad, eftersom det är beslutat att skatten ska tas bort. För deponering har vi räknat med en kostnad på 850 SEK/ton, vilket inkluderar den nuvarande skatten på deponering av avfall.

Vi har inte med den informationskostnad som skulle tillkomma i händelse av att man byter system. Denna kostnad skulle naturligtvis bli betydande. Å andra sidan har vi inte heller räknat med den kostnad för information som finns i dagens system. Eventuella ombyggnadskostnader som skulle kunna bli aktuella för vissa fastighetsägare är inte heller medräknade. Vi har heller inte resonerat kring hur lång tid en omställning skulle ta.

Inget arrende betalas av FTI⁹ för att kommunen upplåter mark för återvinningsstationerna. Detta är sedan länge föremål för en debatt mellan kommunerna och FTI. Eftersom FTI idag generellt inte betalar något arrende har vi valt att inte inkludera det i våra beräkningar. Däremot betalar FTI i vissa fall ut en ersättning till kommuner för att de etablerat återvinningsstationen, en sådan ersättning betalas till Halmstad, se vidare under ”städning återvinningsstationer” i kapitel 3.1.

Vi har inte inkluderat den kostnad som har uppstått i och med uppbyggnad av återvinningsystemet som finns idag i Halmstad, varken för återvinningsstationer eller för den fastighetsnära hämtningen. Däremot har vi tagit med den kostnad som finns för behållarna i dagens system, den är uppskattad genom den ersättning som FTI betalar per behållare.

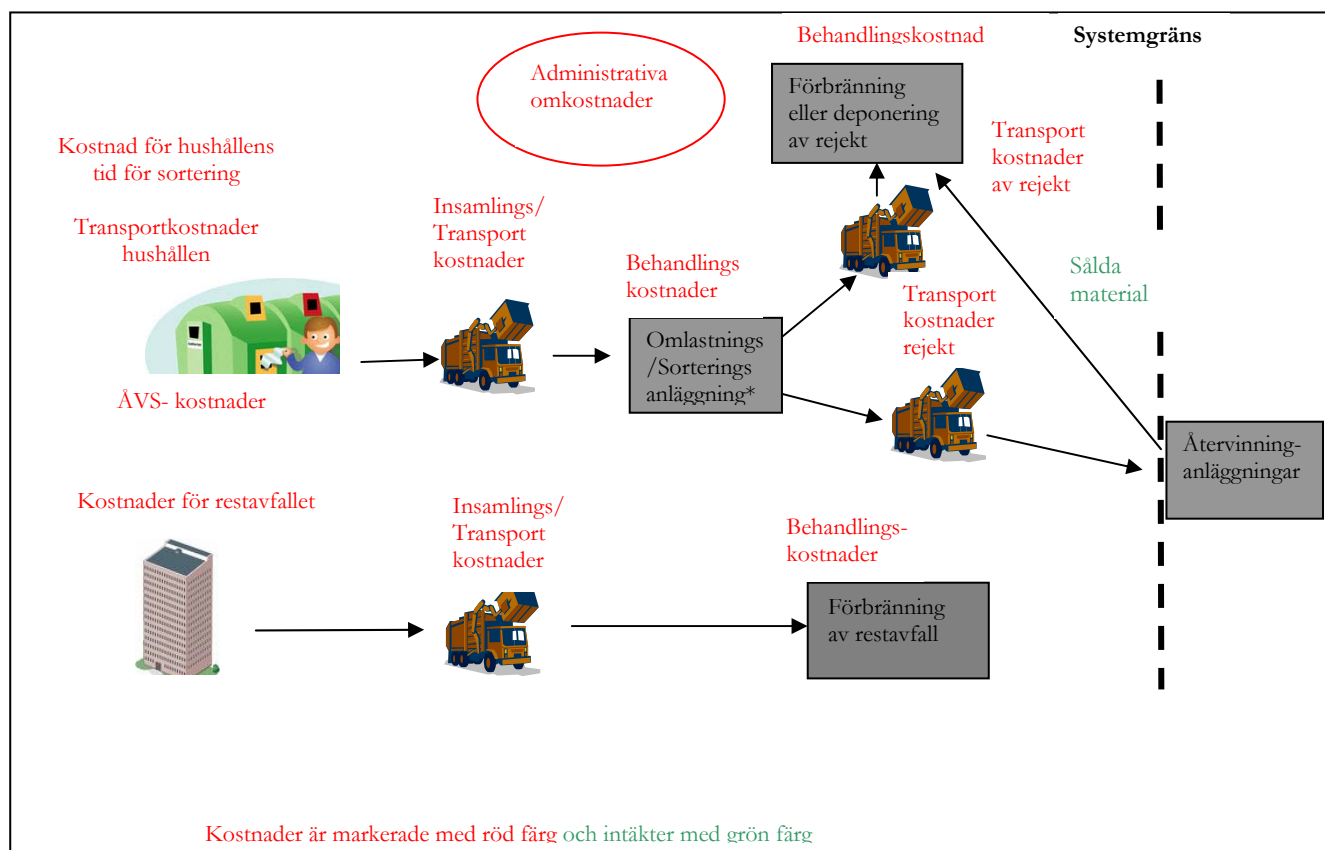
Det är heller inte medräknad någon OH-kostnad för något av systemen.

3 Företagsekonomiska kostnader

3.1 Kostnader och intäkter för system 1 (dagens system)

I Figur 1 illustreras hur insamlingen går till i system 1. Text med röd färg innebär kostnader som ingår i systemet och text med grön färg är intäkter med nuvarande system. Vi har med kostnader/intäkter som ingår inom systemgränserna oavsett vem som har ansvar för materialet.

⁹ FTI – Förpacknings och tidningsinsamlingen.



Figur 1. Förenklad bild över insamling och behandling i befintligt system samt de kostnader och intäkter som uppstår. Flödesschema för system 1 redovisas i bilaga 2.

* Det är endast vissa materialslag som sorteras, t.ex. tidningar, andra transporteras efter omlastning direkt till återvinnaren.

Återvinningsbart avfall (förpackningar och tidningar) uppstår i hushållen där det sorteras och sedan av hushållen själva forslas till en återvinningsstation där de läggs i för förpackningslaget avsedd container. Från återvinningsstationerna transporteras avfallet till en försorterings- och/eller omlastningsstation. Avfallet transporteras efter omlastning vidare och säljs till en återvinningsanläggning. De fraktioner som sorteras i samband med omlastningen genererar ett s.k. rejekt som förbränns eller deponeras. På samma sätt uppkommer också ett rejekt som ett försteg i återvinningsprocessen. I beräkningarna är de rejekt som uppkommer både vid första försorteringsstationen och som ett försteg till återvinningen medräknat.

Insamlade mängder

Insamlingen av tidningar och förpackningar i Halmstad var år 2008 7 946 ton/år (Halmstad Energi och Miljö, data för 2008). Vi har sedan lagt till 168 ton mjukplast. Mjukplast samlades inte in 2008, men eftersom det numera ingår i det som samlas in, samt att det i MRF-anläggningen är en lämplig fraktion att sortera ut bedömer vi att en framtida MRF bör ha mjukplastsortering. I och med detta så måste också mjukplast läggas till i system 1 så att systemen blir jämförbara. Mängduppgiften är baserad på ett antagande av FTI (John Strand 2009) att man som regel samlar in, i vikt, lika mycket mjukplast som hårdplast.

Totalt i system 1 utgår vi alltså från att 8 114 ton förpackningar och tidningar samlas in för återvinning.

Tabell 1. Insamlat material Halmstad 2008

Material	Insamlat 2008 [ton]	Rejekt [%]	Rejekt 2008 [ton]	Mängd som kan försäljas 2008 [ton]
Glas	1 989	5	99	1 890
Tidningar	4 563	1,5	68	4 495
Plast – hård	168	40	67	101
Plast – mjuk	168	40	67	101
Metall	151	15	23	128
Kartong	1 075	1	108	968
Total	8 114		432	7 681

Sortering av material före eller vid återvinningsanläggningen

En skillnad mellan system 1 och 2 är i vilken grad av sortering de olika materialen ankommer till respektive återvinningsanläggning. Tidningar, kartong och metaller sorteras samt balas idag av respektive entreprenör som tar emot materialet. Glas och plast balas men skickas sedan till respektive anläggning där eventuell sortering sker.

En skillnad mellan system 1 och system 2 är att denna sortering och balning kommer att ske i MRF-anläggningen (fraktionerna från MRF-anläggningen är film, PP/PE, PS och PET, se mer i kapitel 3.2.1.2). För att systemen ska bli jämförbara skulle man därför behöva lägga till den kostnad som uppstår i system 1 för att sortera materialen i samma fraktioner som kommer från MRF-anläggningen. För tidningar, kartong och metall har vi kunnat få den kostnad som är förknippad med sortering och balning. För plast har vi diskuterat dessa kostnader med SWEREC (SWEREC är en stor aktör på svenska återvinningsmarknaden idag), men man vill inte lämna ut sådana uppgifter eftersom de kan vara kommersiellt känsliga. Vi är alltså tvungna att nöja oss med att konstatera att det blir en diskrepans mellan systemen, och att en extra okänd kostnad tillkommer i system 1. Detta påverkar naturligtvis resultaten i den mån att system 1 ser billigare ut än det faktiskt är.

För glas är situationen något annorlunda eftersom man från MRF-anläggningen kommer att få en glasfraktion som är blandad i färgat och ofärgat. Man kan, som i Norge, sortera detta. Vi har istället valt att räkna med att glas inte genererar någon inkomst i system 2. Oavsett detta är det en kostnad i system 1 för efterhanteringen av glaset som saknas och som på samma sätt som för plasten påverkar resultatet i den mån att system 1 ser billigare ut än det faktiskt är.

Av Halmstad har vi fått en uppskattad kostnad för hanteringen av glas och plast. Den ligger på totalt ca 1 miljon kronor per år.

Restavfall

Parallellt med insamlingssystemet för förpackningar och tidningar finns ett system för insamling av restavfall d.v.s. avfall som inte kommer till återvinning (exkl. grovavfall vars insamling och behandling antas ske som tidigare och därför räknas inte med). Restavfallet innehåller de förpackningar och tidningar som inte sorteras ut. I system 2 antar vi att det är större mängder än i system 1 som sorteras ut och därmed minskar restavfallet. För att kunna jämföra system 1 och 2 har vi i beräkningarna för system 1 tagit med kostnaden för behandling och transport av de mängder förpackningar och tidningar som i system 2 antas sorteras ut (fortsättningsvis benämnt restavfall), men som inte sorteras ut i system 1. Övriga mängder restavfall räknas inte med eftersom de kan antas vara lika i de olika systemen.

3.1.1 Kostnader – system 1

I tabell 2 ges en översyn över samtliga kostnader förknippade med system 1. Efter tabellen beskrivs hur respektive kostnad har tagits fram. Kostnaden per ton avfall till återvinning är framtagen för att få en jämförbar kostnad per ton som inkluderar alla kostnader och som är jämförbar mellan system 1 och 2.

Tabell 2. Kostnader för system 1 (nuvarande system)

Kostnader	Total kostnader SEK/år	Kostnad SEK/ton avfall insamlat till återvinning*	Källa
Etableringskostnad ÅVS ¹⁰	225 000	28	HEM ¹¹
Städkostnad ÅVS	468 000	58	HEM
Behållarkostnader ÅVS	410 000	51	HEM
Tömnings- och transportkostnader ÅVS***	2 529 000	312	HEM
Mottagningskostnad ÅVS**	949 000	117	HEM
Kostnad FNI	4 465 000	550	HEM
Mottagningskostnad FNI**	645 000	79	HEM
Behandlingskostnad för rejekt	243 000	30	Beräkningar, Stena
Transportkostnad för rejekt	81 000	10	Bensinpriser.nu, Palm 2009
Behandlingskostnad restavfall	685 000	84	Beräkningar
Transport-/insamlingskostnad restavfall	1 152 000	142	Beräkningar
Transportkostnader hushållen	384 000	47	Beräkningar
Total kostnad	12 236 000	1500	

*8114 ton samlades in för återvinning

**1 denna siffra ingår inte uppgifter för plast och glas, vilket kommenteras i kapitel 3.1.

Etableringskostnad ÅVS

Betalas årligen till Halmstad från FTI för tidigare etablering av ÅVS. För Halmstad uppgår den kostnaden till 225 000 SEK.

Städning återvinningsstationer

Halmstad får 468 000 SEK/år från FTI för att sköta städningen av ÅVS.

Den faktiska kostnaden att städa och snöröja återvinningsstationerna i Halmstad uppgår till däremot till 754 000 SEK/år enligt Halmstad. FTI uppger att det kan skifta mellan kontrakten för skötsel av en återvinningsstation kan skifta mellan 6 000 och 26 000 exkl. snöröjning beroende på förutsättningarna.

¹⁰ ÅVS = Återvinningsstation

¹¹ HEM = Halmstad Energi och Miljö

Via Avfall Sverige¹² har vi frågat andra kommuner hur de upplever situationen. Det framkom då att man ofta inte har kontraktet med FTI utan att det är andra (privata) entreprenörer som sköter tömning av ÅVS. Kommentarer som förekom var b.l.a. ”vi begärde ett högre pris för den städning vi gjorde åt FTI, som då valde en annan entreprenör”, ”vi har ett noll-summespel för att politikerna i kommunen tyckte att det var viktigt att det kommunala bolaget skötte detta”, ”det görs mycket städning som det inte betalas för både av kommunen och av privatpersoner”. Vi har också, via Halmstad varit i kontakt med Stena [Per Ålund 2008] som uppger att de för kontrakt jämförbart med Halmstad får en ersättning som ligger på 754 000 SEK.

Eftersom vi använder Halmstad som modellkommun har vi valt att använda den summa som man får i ersättning av FTI. Verkligheten talar dock för att den är lågt satt.

Behållarkostnad ÅVS

Behållarkostnaden baseras på den ersättning HEM får från FTI för respektive behållare. Beräkning enligt tabell 3.

Tabell 3. Ersättning för behållare

Material	Ersättning från FTI [SEK/behållare]	Antal behållare [st]	Ersättning [SEK]
Tidningar	1500	72	108 000
Kartong	1500	72	108 000
Plast	1200	86	103 000
Metall	1200	76	91 000
Totalt			410 000

För glas ingår ersättningen i det fasta priset som betalas per tömningstillfälle och behållare (250 SEK). I beräkningarna i rapporten återfinns den kostnaden under tömningskostnader.

Tömnings- och transportkostnad återvinningsbart material (från ÅVS)

Kostnaderna uppgår, enligt HEM till 2 529 000 SEK/år. Data från år 2009 (baserat på en halvårsberäkning för januari-juni). Här ingår tömningskostnad och ersättning från FTI för materialet (ersättningen ses som en kostnad ur systemperspektiv)

Mottagningskostnad ÅVS + FNI

För entreprenören uppstår en kostnad vid försortering och omlastning. För metall, tidningar och kartong har vi, via Halmstad [Per Ålund, 2009], fått denna kostnad för respektive materialslag från respektive entreprenör i Halmstad. För glas och plast har vi som tidigare kommenterats (kap 3.1) ingen uppgift. Denna kostnad är alltså för lågt räknad.

För ÅVS är kostnaden 949 000 SEK och för FNI är motsvarande kostnad 645 000 SEK.

Kostnad FNI

I systemet finns också en kostnad för fastighetsnära insamling som ordnas av kommunen och enskilda fastighetsägare. Den kostnaden baserar sig på ersättningen som HEM får från FTI för det insamlade materialet (ersättningen ses som en kostnad ur systemperspektiv) liksom de kostnader fastighetsägaren har gentemot kommunen för hämtning etc. (i dagsläget 425 SEK/ lägenhet). Beräkning enligt tabell 4. Kostnaden uppgår totalt till 4 465 000 SEK.

12 Vi har valt att inte redovisa enskilda kommuners svar. De som har kommenterat är: Växjö, Motala, SRV, Falun och Linköping

Tabell 4. Beräkning av kostnader för FNI

Materialslag	Ersättning från FTI	Summa [SEK]
Glas, Tidningar	Ersättning per ton (304 respektive 207 SEK/ton)	495 000
Kartong, Plast, Metall	Ersättning per lägenhet (56 SEK/lägenhet)	828 000
Fastighetsägarens kostnad	425 SEK per lägenhet	3 142 000
Summa FNI kostnader		4 465 000

Behandlingskostnad för rejekt

I samband med omlastningen försorteras vissa fraktioner (tidningar) och det uppkommer ett rejekt. Även senare i återvinningskedjan uppkommer ännu ett rejekt i och med själva återvinningsprocessen. För att göra system 1 och 2 jämförbara räknar vi i system 1 också med det rejekt som uppkommer innan återvinningsprocessen (d.v.s. i någon form av försortering till denna). Rejektet som uppkommer vid återvinningsprocessen antas vara lika stort i de båda systemen då vi antagit att kvalitén är densamma på avfallet som går till återvinning.

Rejekten antas till största delen bestå av liknande material som den fraktion som sorterats (på samma sätt som i LCA-studien av Palm, 2009). Behandlingskostnaden för rejektet är beroende på om rejektet går till förbränning eller till deponi. Här har vi antagit att rejekten från metaller och glas går till deponi (Palm 2009), samt att rejekten från plast, tidningar och pappersförpackningar går till förbränning.

Tabell 5. Beräkning behandlingskostnad rejekt

	Rejekt %	Mängd rejekt [ton]	Kostnad behandling av rejekt [SEK/ton]*	Total behandlingskostnad [SEK/år]
Glas	5	99	850	84 200
Tidningar	1.5	68	450	30 600
Plast	40	67	450	30 200
Mjukplast	40	67	450	30 200
Metall	15	23	850	19 600
Kartong	10	107	450	48 200
Total		431		243 000

*850 SEK/ton är en antagen kostnad för deponering. 450 SEK/ton är en antagen kostnad för förbränning. Kostnaden är utan förbränningskatt. Priserna är satta med bas i Avfall Sveriges redovisade prisintervall och i samråd med Tomas Karlsson på Stena Metall.

Transportkostnad rejekt

Total mängd rejekt som behandlas och transporteras uppgår till 431 ton. I Palm (2009) beräknades bränsleförbrukning (i liter diesel per ton) för att transportera vissa materialslag från återvinningsstationerna. Dessa uppskattningar har vi också använt för att ta fram transportkostnad per ton rejekt, se tabell 6. Kostnaden för diesel är 11.50 SEK inkl. skatter och moms (bensinpris.nu, 090610). Den sammanlagda transportkostnaden uppgår till 81 000 SEK.

Tabell 6. Beräkning transportkostnad rejekt

	Rejekt %	Mängd rejekt [ton]	Bränsleförbrukning [liter diesel /ton]	Bränsleförbrukning totalt [liter]	Total transportkostnad rejekt [SEK]
Glas	5	99	3	298	3 400
Tidningar	1.5	68	5.5	376	4 300
Plast	40	67	21	1 438	16 500
Mjukplast	40	67	21	1 438	16 500
Metall	15	23	36	812	9 300
Kartong	10	107	25	2 687	30 900
Total		431	112	7 051	81 100

Behandlingskostnad restavfall

Som beskrivet i inledningen till kapitel 3.1 räknar vi i system 1 med kostnaden för de förpackningar som hushållen inte sorterar ut i system 1 (jämfört med system 2), d.v.s förpackningar som hamnar i det ”vanliga” hushållsavfallet och som kommunen därför tar hand om.

$$\text{Mängd avfall insamlat för återvinning i system 2 [ton]} - \text{mängd avfall insamlat för återvinning i system 1 [ton]} = 9\,637 - 8\,114 = 1\,523 \text{ ton.}$$

$$\text{Behandlingskostnad restavfall} = \text{Behandlingskostnad förbränning [SEK/ton]} * \text{mängd avfall [ton]} = 450 * 1\,523 = 685\,000 \text{ SEK}$$

Transport-/ insamlingskostnad + kärlyra restavfall

Det är också en kostnad med hämtning och kärlyra för det ”extra” restavfallet i system 1. För villor kommer antalet kärll och tömningar vara det samma (man har idag tömning varannan vecka och skillnaden mellan system 1 och 2 blir då bara mängden restavfall som töms).

För flerfamiljshus kan man däremot minska ner på antalet tömningar och kärll. Beräkningen nedan är baserad på uppgifter från Halmstad.

$$\text{Transport-/ insamlingskostnad} = \text{Antal minskade tömningar [st]} * \text{kostnad per tömning [SEK/st]} = 30\,000 * 33 = 990\,000 \text{ SEK}$$

$$\text{Kärlyra} = \text{Antal kärll [st]} * \text{kostnaden per kärll [SEK/st]} = 162\,000 \text{ SEK}$$

$$\text{Totalsumma} = 1\,152\,000 \text{ SEK}$$

Privata transportkostnader

Till de ”hårda” kostnaderna räknas också hushållens kostnader för transporten av avfallet till återvinningsstationen. De räknas med här eftersom de är baserade på faktiska data och inte på uppskattningar.

Transporterna till en återvinningsstation eller återvinningscentral är baserade på en statistisk undersökning som gjorts av SIFO (2006). Där uppges att ungefär 13 % av alla besök till en återvinningsstation görs med bil som inte är kombinerad med någon annan resa. Vad gäller avståndet användes i Palm (2009) antagandet att avståndet motsvarande 1 km. Vidare antar vi att hushållen gör en resa varannan vecka vilket ger 25 resor per år. Detta ger en total distans på:

$$\text{Distans} = H * n * r * d / R = 31\,581 * 25 * 0.13 * 2 / 90\,241 = 2,3 \text{ km/capita*år}$$

där

H = Antal hushåll som nyttjar ÅVS i Halmstad, d.v.s. exklusive de som nyttjar FNI (Palm 2009)

n = Antal återvinningsresor per år

r = Procent av rena återvinningsresor

d = total t avstånd till och från ÅVS

R = Antal invånare i Halmstads kommun

Kostnaden för detta beräknas genom att uppskatta kostnaden för bilen vara lika med den avdragsgilla bilersättningen som för 2009 är 1.85 SEK/km. Detta ger en kostnad på:

$$\text{Kostnad} = \text{Specifik distans [km/capita*år]} * \text{bilkostnad [SEK/km]} * \text{antal invånare [capita]} = 2.3 * 1.85 * 90\,241 = 384\,000 \text{ SEK}$$

Det kan diskuteras om den avdragsgilla bilersättningen täcker alla verkliga kostnader. Vi har dock valt att använda den eftersom den på bästa möjliga sätt speglar samhällets syn på bilkostnad.

3.1.2 Intäkter – system 1

Intäkterna kommer från försäljningen av materialet som utsorterats för att gå till återvinning.

I nedanstående tabell finns uppgifter från Stena över uppskattade priser de får för material som kan återvinnas. Priserna fluktuerar mycket beroende på om det är hög- eller lågkonjunktur. I tabell 7 redovisas högpris som baseras på en ungefärlig prisbild från juli 2008, respektive lågpris som representerar prisläget i november 2008. "Normalpris" är ett slags långsiktigt normalvärde enligt Stenas bedömning. Eftersom priserna på material till återvinning varierar kraftigt har vi valt att genomgående i rapporten redovisa både ett högsta och ett lägsta pris. Under hösten 2008 var priset ännu lägre för vissa av materialslagen (t.o.m. negativt), men detta måste ses som en extrem tillfällig situation.

Tabell 7. Intäkter från material som säljs (källa: Stena Metall)

Material	Normalpris [SEK/ton]	Högpris [SEK/ton]	Lågpris [SEK/ton]
Well	430	700	300
Tidningar	500	1 000	400
LDPE trsp*	3 000	4 200	2 000
LDPE Färgad	1 000	2 000	700
HDPE förp	1 000	2 000	700
Blandad kartong inkl vätskekartong	325	325	325
Plåtburkar	1 000	2 000	600
Aluminiumburkar	4 000	6 000	3 000
Glas**	500	500	500

* Transparent mjukplast har vi i projektet antagit endast komma från industrin.

** Glas är beräknat på ersättning som ges från Svensk Glasåtervinning i relation till hur mycket som samlas in.

Intäktsberäkning för system 1 finns i tabell 8.

Tabell 8. Intäkter för sålda material baserat på insamlade mängder från 2008 inkl den tillagda mjukplasten.

Material	Mängd som kan försälas [ton/år]	Intäkt per ton [SEK/ton]		Intäkt för försäljning [SEK/år]	
		Högsta pris	Lägsta pris	Högsta pris	Lägsta pris
Glas	1 890	500	500	945 000	945 000
Tidningar	4 495	1 000	400	4 495 000	1 798 000
Plast – hård	101	2 000	700	202 000	71 000
Plast – mjuk	101	2 000	700	202 000	71 000
Metall	128	2 000	600	256 000	77 000
Kartong	968	700	300	678 000	290 000
Total intäkt	7 681			6 778 000	3 252 000

Det ger som synes stor skillnad vilket pris man kan få för det material som man återvinner.

3.1.3 Nettokostnader - system 1

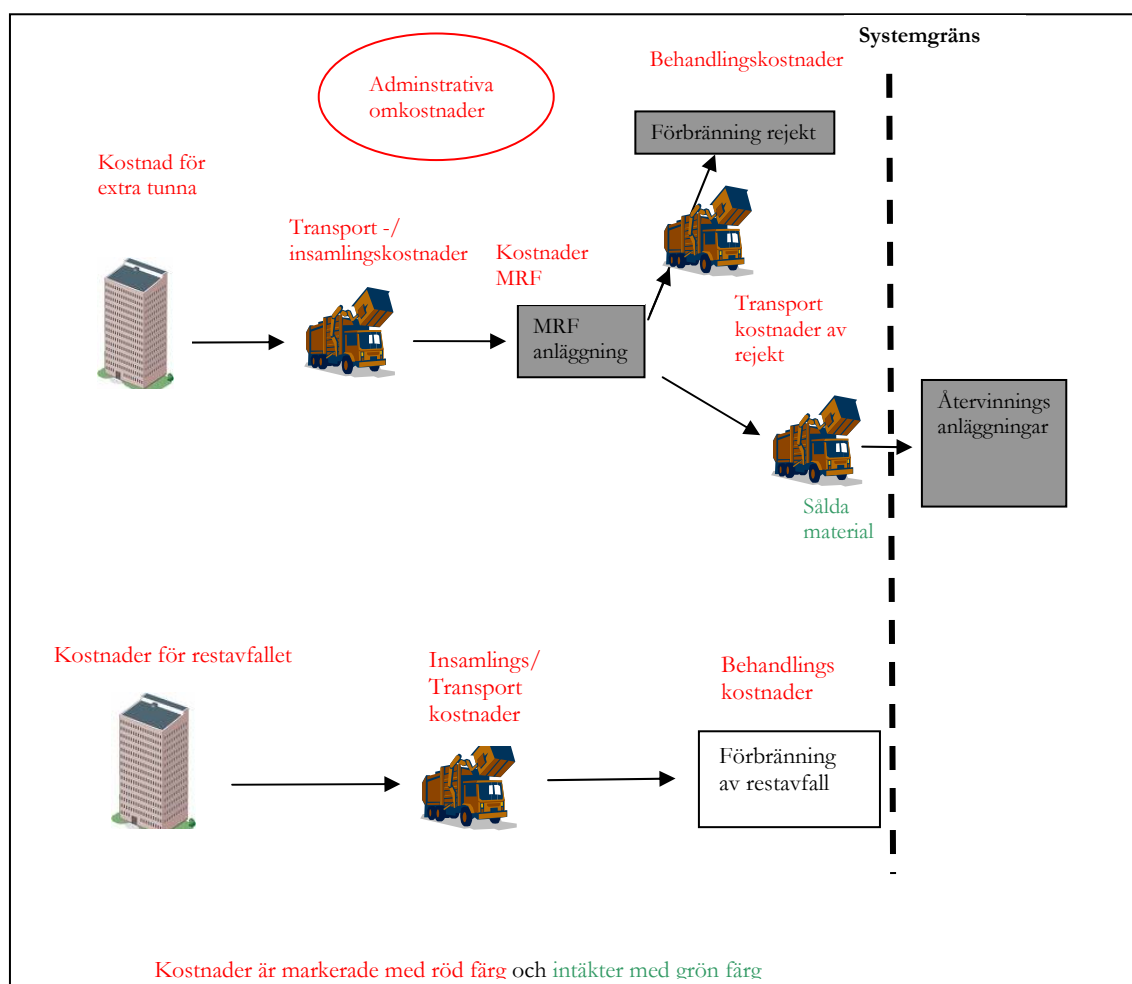
En summering av kostnaderna och intäkterna ger en nettokostnad för system 1, se tabell 9.

Tabell 9. Nettokostnad system 1

	Högpris [SEK]	Lågpris [SEK]
Total kostnad	12 236 000	12 236 000
Total intäkt	6 778 000	3 252 000
Nettokostnad	5 458 000	8 984 000
Nettokostnad per ton avfall insamlat till återvinning	670	1100

3.2 Kostnader och intäkter för system 2 (insamling i blandad fraktion och separering i MRF)

I figur 2 illustreras hur insamlingen går till i system 2 där det återvinningsbara avfallet körs osorterat till en MRF-anläggning.



Figur 2. Förenklad bild över insamling och behandling i en MRF-anläggning samt de kostnader och intäkter som ingår. Flödesschema för system 2 redovisas i Bilaga 3.

Återvinningsbart avfall (förpackningar och tidningar) uppstår i hushållen och läggs blandat i en särskild avfallsbehållare vid fastigheten. Man har också parallellt insamling av restavfall. Grovavfallsinsamling antas ske på samma sätt som i system 1 och räknas därför inte med. Det återvinningsbara avfallet transporteras sedan till MRF-anläggningen där avfallet separeras. De material som har sorterats ut i rena fraktioner säljs till olika återvinningsanläggningar. Ca 5-10% av allt material är inte möjligt att återvinna (s.k. rejekt) och skickas till förbränning (Palm 2009). I beräkningarna nedan har antagits att rejehtmängden är 10 % av inkommande material. I en känslighetsanalys presenteras även resultat för 5 % rejekt. Enligt uppgifter från Titech¹³ är det

¹³ Titech är ett Norskt företag som levererar utrustning för optisk sortering, något som ofta används i en eller flera processer i en MRF. www.titech.com

väldigt få anläggningar som under längre perioder klarar att ligga på 5 %, varför ett scenario med 10 % är mer trovärdigt.

Mängden insamlat material beräknas öka i system 2 jämfört med system 1. Antagandet är direkt taget från Palm (2009) som i sin tur refererar till en studie av Dalén et al. (2007). Den visar att i sex kommuner i södra Sverige med fastighetsnära hämtning samlade man in två gånger så mycket plast, metall och kartongförpackningar, som i ett system baserat på återvinningsstationer. För tidningar och glas var inte resultaten så tydliga vilket antas bero på att man för dessa fraktioner har fastighetsnära hämtning i hela kommunerna. Ökningen är alltså direkt relaterat till att man i system 2 inför en fastighetsnära hämtning (d.v.s. samma effekt är möjlig om man inför fastighetsnära hämtning i dagens system). Förespråkare för blandad insamling menar också att man i ett sådant system skulle få in mer avfall i den blandade återvinningsfraktionen eftersom det skulle upplevas som enklare för hushållen. Det påståendet går på intet sätt att verifiera och därför har vi hållit oss till ovanstående antagande om ökning.

Beräknad insamling med ovanstående antaganden blir 9 637 ton, varav 274 ton mjukplast¹⁴, se tabell 10. I LCA-studien (Palm, 2009) är inte mjukplasten medräknad. Men som tidigare nämnts är mjukplast lämplig att sortera ut i en MRF. De olika fraktionerna är i tabellen uppdelade på underfraktioner – detta för att det i MRF-beräkningarna är nödvändigt att veta vilka material som kommer in och hur mycket.

Tabell 10. Fördelningen i de olika fraktionerna i system 2.

		mängd [ton]	%
Glas		2 130	22
Kartong		1 868	19
	vätskekartong (10 %)	187	1.9
	kartong + wellpapp	1 121	12
Plast	tidningar (30 %)	560	5.8
		548	5.7
	hårdplast (68 % PE, 26 % PP, 6 % PET)	274	2.8
	mjukplast	274	2.8
Metall		254	2.6
	stål	230	2.4
	aluminium (9,5 %)	24	0.2
Tidningar		4 837	50
Total		9 637	

3.2.1 Beräkningar – system 2

Beräkningarna delas upp i två delar, den ena gäller MRF-anläggningens kostnader och intäkter och den andra delen kostnader förknippade med insamlingen av avfallet samt transport och behandling av rejektet och restavfallet. I tabell 11 presenteras en sammanställning, efter denna redogörs för beräkningarna i detalj. På samma sätt som för system 1 redovisas också en kostnad per ton avfall som går till återvinning.

¹⁴ Enligt samma antagande som gjorts för mjukplast i system 1.

Tabell 11. Sammanlagda kostnader i system 2, rejekt mängd 10 %.

Kostnader	Kostnad [SEK]	Kostnad per ton avfall till återvinning* [SEK]	Källa
Kostnader för extra kärl	2 948 000	306	HEM + beräkningar
Tömnings- och transportkostnader	9 403 000	976	HEM + beräkningar
Behandlingskostnad för rejekt från MRF	434 000	45	beräkningar
Transportkostnader rejekt från MRF	200 000	21	beräkningar
Kostnad MRF-anläggningen	4 960 000	515	Titech
Totala kostnader	17 945 000	1 860	
Total kostnad exkl MRF-anläggningen	12 985 000	1 350	

*9 637 ton avfall samlades in för återvinning

3.2.1.1 Transport- och insamlingskostnader, system 2

Kostnader för extra kärl

Kostnaden för ett extra kärl antas vara den samma som den kostnad ett hushåll i Halmstad har idag per år för restavfallskärnen: 95 SEK för ett 190 l kärl, för lägenheter är kostnaden 270 SEK per kärl (370 l). Halmstad har ca 45 000 invånare varav ca hälften bor i villa och hälften bor i flerfamiljshus. Uppskattningsvis görs 3000 hämtningar av avfall från flerfamiljshus per år.

Tabell 12. Beräkning kostnader extra kärl.

Boendeform	Kostnad behållare [SEK/år]	Antal tömningar [st/år]	Antal villor [st]	Total kostnad [SEK/år]
villa	95		22 500	2 138 000
flerfamiljshus	270	3000		810 000
Totalkostnad per år				2 948 000

Tömnings- och transportkostnader återvinningsbart

Vi har beräknat kostnaden för FNI för det material som ska återvinnas. I beräkningen är det hänsyn taget till att materialet som ska till MRF-anläggningen inte kan kompakteras lika mycket som restavfallet.

Tabell 13. Beräkning transport och insamlingskostnad

	Antal tömningar/ år [st/år]	Kostnad / hämtning [SEK/st]	Kostnad för hämtning [SEK/år]
Villor	292 500	18	5 265 000
Lägenheter	125 405	33	4 138 000
Totalt			9 403 000

I kostnaden för hämtningen ingår transportledning. Som jämförelse med system 1 så har vi där räknat med de kostnader som idag finns i systemet för FNI, d.v.s. kostnaden som FTI har för hämtningen (visas som den ersättning HEM får för respektive material) och kostnaden som varje

fastighetsägare betalar per lägenhet till HEM för tjänsten FNI. För system 2 har vi istället räknat med en transport och insamlingskostnad som då antas motsvara kostnaderna i system 1.

Behandlingskostnad rejekt från MRF

Vi antar att hela mängden rejekt från MRF-anläggningen kommer att gå till förbränning, i likhet med antagandet i LCA studien av Palm (2009). I praktiken kommer det att uppstå en mindre mängd som är inert och som deponeras. Rejekten från system 1 och system 2 kommer att få olika sammansättning. I system 1 antas att rejekten består till största delen av liknande material som den fraktionen som sorteras. Olika rejekt skickas då till förbränning eller deponering. I system 2 är det ett mer blandat rejekt med både inerta och brännbara beståndsdelar. Detta rejekt skickas till förbränning.

Rejektet har beräknats uppgå till 10 % av den insamlade mängden d.v.s. 964 ton.

Behandlingskostnaden för rejektet blir:

$$\text{Behandlingskostnad rejekt} = \text{mängd rejekt [ton]} * \text{kostnad för förbränning [SEK/ton]} = 964 * 450 = 434\ 000 \text{ SEK}$$

Transportkostnader för rejektet

För uträkningen av transportkostnaden för rejektet i system 2 har vi utgått från att man i genomsnitt förbrukar 18 liter diesel per ton transporterat rejekt. Vi har vidare antagit att själva rejektet går att komprimera på liknande sätt som i system 1. Kostnaden för diesel har satts till 11.50 SEK per liter inkl. skatter och moms (bensinpris.nu 090610). Rejektet har, enligt ovan, beräknats uppgå till 10% av den insamlade mängden (964 ton).

Transportkostnaden blir:

$$\text{Transportkostnad} = \text{mängd diesel [liter/ton]} * \text{dieselpris [SEK/liter]} * \text{mängd rejekt [ton]} = 18 * 11.50 * 964 = 200\ 000 \text{ SEK}$$

Behandlingskostnad brännbar och inert fraktion

Förutom rejektet uppkommer det, enligt Titechs beräkningar, i MRF-anläggningen en bränslefraktion och en inert fraktion (313 ton respektive 443 ton) Det är möjligt att man kan sälja dessa som bränsle respektive konstruktionsmaterial. Vi har antagit att man kan använda den inerta fraktionen internt som konstruktionsmaterial. Vidare har vi, för att väga beräkningarna åt det försiktiga hållet, antagit att man inte får något betalt för den brännbara fraktionen. Dessa fraktioner belastas alltså inte med någon kostnad, men genererar heller ingen intäkt.

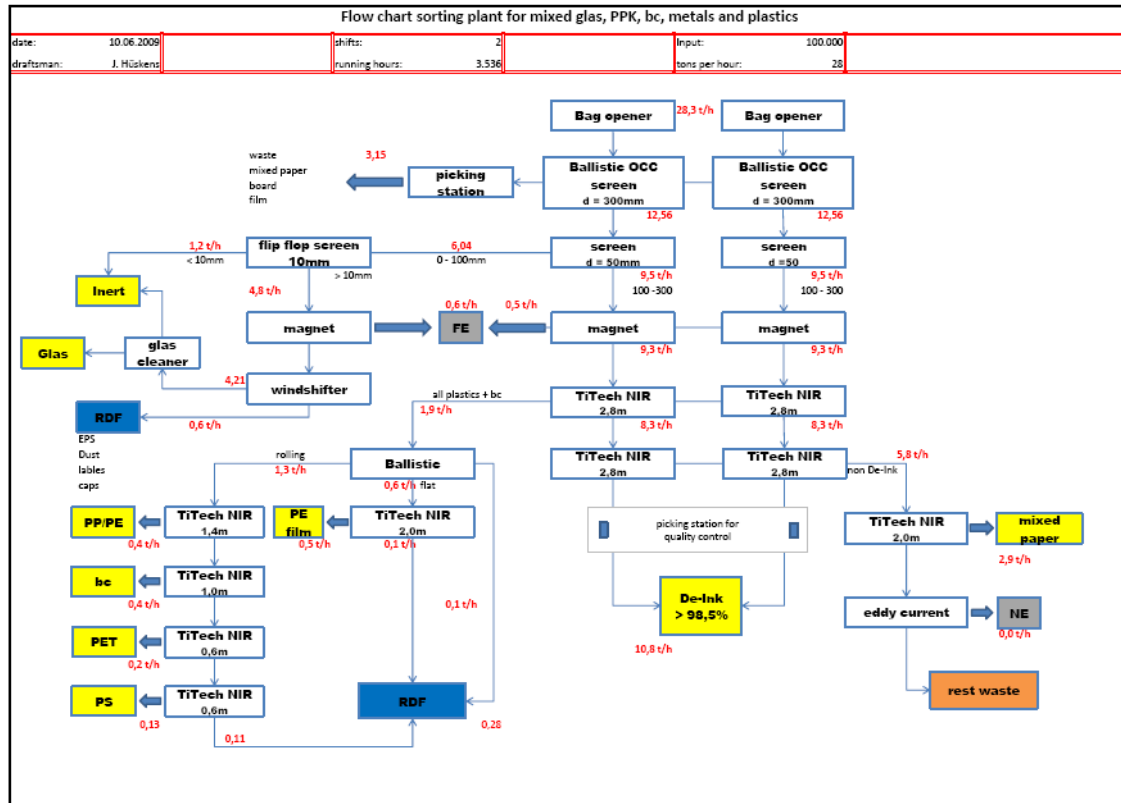
3.2.1.2 MRF-anläggning

Den tänkta MRF-anläggningen har designats och dimensionerats vid diskussioner med Titech. Anläggningen är anpassad efter det svenska inkommande avfallet liksom efter de svenska förutsättningarna och kvalitetskraven som finns på det material som ska återvinnas.

Ett flödesschema över anläggningen visas i figur 3.

Skissen baserar sig på en anläggning som har jämförbart inkommande material som anläggningen i Greenwich, med den skillnaden att vätskekartong är inkluderat som inkommande material. De material som sorteras ut är anpassat efter vad som skulle vara gångbart i Sverige, t.ex. är kvalitén på tidningsfraktionen satt så att den ska möta marknadens krav. För detta krävs en kompletterande handsortering, men det är det enda ställe i anläggningen där detta krävs. För övriga material

kommer personal bara att vara insatt för att kontrollera kvaliteten, men inte för att sortera. Totalt på anläggningen kommer 8 personer att jobba med sortering/ kvalitetskontroll.



Figur 3. MRF-anläggning

Vi har också valt att vätskekartong ska vara en utsorterad fraktion (BC i figur 3). Detta sker inte idag i Greenwich. En separat utsortering av vätskekartong separat förväntas höja värdet och efterfrågan på den övriga kartongfraktionen.

Renheten på det av MRF-anläggningen utsorterade materialet uppgår till följande, se tabell 14.

Tabell 14. Renhet på utsorterat material

	Mängd utsorterat [%]	Renhet [%]
Metall - stål	98	95
Metall - Al	85	80
Tidningar*	88	94
Kartong	90	92
Plast - film	90	92
Plast - hård	92	94
Vätskekartong	92	92
Glas		95

*Renheten är beräknad före handsorteringen, efter handsorteringen är det tänkt att svenska kvalitetskrav ska mötas.

Vidare har vi antagit att man arbetar i tvåskift på anläggningen och att anläggningen körs måndag-fredag.

Vi har låtit räkna på ett ”bästa fall” och ett ”sämsta fall”. Det som skiljer de olika fallen åt dels intäkterna från det sålda materialet (se tabell 15), dels en underliggande post benämnd ”general contractor”. Den sistnämnda är 5% av totalkostnaden i ”bästa fall” och 10% i ”värsta fall”. Den påverkar kapitalkostnaderna, samt underhåll, försäkringar, m.m. som i kalkylen beräknas som %sats av investeringen. Eftersom vi har valt att beräkna och redovisa intäkterna för sig så är det i kostnadssammanställningen endast ”general contractor” som skiljer sig åt. Skillnaden blir då 140 000 SEK mellan de olika fallen och i rapporten redovisas endast ”värsta fall”, d.v.s. en beräkning med stor marginal.

Tabell 15. Resultat från Titechs kalkyl "sämsta fall" – 10% rejekt

Separeringsanläggning för blandat avfall, 100.000 ton/år – sämsta fall		
	kEUR/år	EUR/t
Kapitalkostnader (avskrivning och ränta): byggnad och infrastruktur ¹⁵	340	3.40
Kapitalkostnader (avskrivning och ränta): Maskinutrustning ⁸	1 537	15.37
Kapitalkostnader (avskrivning och ränta): fordon, containrar, utrustning ⁸	169	1.69
Material	25	0.25
Hyreskostnader	0	0
Reparation, underhåll, drift: byggnad och infrastruktur	48	0.48
Reparation, underhåll, drift: maskinutrustning	497	4.97
Reparation, underhåll, drift: fordon, containrar, utrustning	63	0.63
Energi	503	5.03
Försäkringar	156	1.56
Personal	1 041	10.41
Allokeringskostnader	0	0
Diverse	20	0.21
Operational costs 1	4 400	44.00
Administrationskostnader	180	1.80
Oförutsätt	100	1.00
Totalt cost, EUR	4 680	46.8
	kEUR/år	EUR/ton
Totalt kostnad (1 EUR = 11 SEK)	51 480	515
	kSEK/år	SEK/ton

Halmstad antas leverera 9 637 ton till anläggningen vilket ger en total årskostnad på 4 960 000 SEK.

Den totala årskostnaden för anläggningen blir 51 480 000 SEK enligt tabell 15, vid en kapacitet och behandlad mängd på 100 000 ton/år.

¹⁵Avskrivning:

Infrastruktur och byggnader	25 år
Maskiner	8 år
Fordon och containrar	5 år
Kontorsutrustning	10 år
Verkstadsutrustning	10 år
Kalkylränta	5%

3.2.2 Intäkter – system 2

Vi vid beräkningarna av intäkterna för båda systemen utgått från Stena Metalls materialpriser med undantag för fraktioner för plastfraktionerna PS och PET som vi tagit från Titechs MRF-beräkningen.

Glaset från MRF-anläggningen kommer att vara osorterat (d.v.s. blandat i färgat och ofärgat) och förorenat. Det finns teknik för att sortera blandat glas (används bland annat i Norge). Den osorterade fraktionen skulle också kunna användas som konstruktionsmaterial. Vi har valt att istället anta, enligt försiktighetsprincipen, att värdet på det utsorterade glaset är 0.

Mängderna i tabell 16 är framräknade med utgångspunkt att 100 000 ton/år kommer till MRF-anläggningen. Utifrån detta har vi sedan beräknat värdena med utgångspunkt i den levererade mängden från Halmstad, 9 637 ton.

Tabell 16. Intäkter, vid hög- respektive lågpris, mängder ut från MRF:en beräknade med 10% rejekt och för Halmstad.

	Mängd som kan försäljas [ton/år], (baserat på 9 637 ton in)	Högpris [SEK/ton]	Lågpris [SEK/ton]	Högpris [SEK/år]	Lågpris [SEK/år]
Kartong	713	700	300	499 264	213 970
Vätskekartong	151	325	325	49 173	49 173
Blandat papper	974	325	325	316 679	316 679
Tidningar	3 935	1 000	400	3 935 173	1 574 069
Film	221	2 000	700	443 880	155 358
PP / PE	143	2 000	700	286 990	100 447
PS	42	830	660	35 514	28 240
PET	51	2 430	1 654	124 583	84 799
Glas	1 435	0	0	0	0
Metall (Fe)	203	2 000	600	405 718	121 715
Metall (icke Fe)	16	6 000	3 000	93 093	46 547
Total	7 884			6 190 000	2 691 000

Det kan noteras att skillnaderna mellan högpris och lågpris är väldigt stora, samtidigt var det också endast några månader mellan tidpunkterna för högpris och lågpris. Prisbilden påverkar resultatet i mycket hög grad.

3.2.3 Nettokostnad - system 2

Lägger man ihop kostnaderna för en MRF med de i projektet framräknade kostnaderna för transport och behandling av avfallet, både återvinningsbart och rejekt och tar bort inkomsten från försäljning av materialet, får man en "gate fee", d.v.s. en nettobehandlingskostnad för MRF-anläggningen enligt tabell 17.

Tabell 17. Nettokostnad system 2

	Total, högpris [SEK/år]	Total, lågpris [SEK/år]
Total kostnad transport/insamling	12 985 000	12 985 000
Total kostnad MRF	4 960 000	4 960 000
Total intäkt	- 6 190 000	- 2 691 000
Nettokostnad	11 755 000	15 254 000
Nettokostnad per ton avfall insamlat till återvinning	1 220	1 580

3.2.4 Känslighetsanalys - rejekt 5%

Mängden rejekt från anläggningen påverkar naturligtvis ekonomin. Det gäller kostnaderna för behandling och transportkostnader av rejektet och för inkomster för försålt material. Övriga kostnader (transport och behandling av restavfallet och kostnaden för att anlägga en MRF) är samma oavsett mängden rejekt. Vi har jämfört grundansatsen 10% rejekt med 5% rejekt (482 ton). Det bör påpekas att en mängd på endast 5% rejekt är ytterst svårt att nå enligt Titech.

3.2.4.1 Kostnader – rejekt 5%

I rejektberäkningarna nedan ingår också de kostnader som finns för bränslefraktionen och den inerta fraktionen (framräknad i kapitel 3.2.1.1, 517 000 SEK). Transportkostnaderna för rejektet beräknas genom:

$$\text{Transportkostnad} = \text{liter diesel per ton [liter/ton]} * \text{bensinpris [SEK]} * \text{mängd rejekt [ton]} = 18 * 11.50 * 482 = 100\,000 \text{ SEK}$$

Behandlingskostnaden för rejektet beräknas genom

$$\text{Behandlingskostnad} = \text{mängd rejekt [ton]} * \text{kostnad för förbränning [SEK/ton]} = 482 * 450 = 217\,000 \text{ SEK}$$

Tabell 18. Sammanlagda kostnader i system 2, 5% rejekt – de ändrade kostnaderna röda

Kostnader	Kostnad [SEK/år] rejekt 10%	Kostnad [SEK/år] (rejekt 5%)	Kostnad per ton [SEK/ton] (rejekt 10%)	Kostnad per ton SEK/ton (rejekt 5%)
Kostnader extra kärl	2 948 000	2 948 000	306	306
Transport-/insamlingskostnader återvinningsbart	9 403 000	9 403 000	976	976
Behandlingskostnad för rejekt från MRF	434 000	217 000	45	23
Transportkostnader rejekt	200 000	100 000	21	10
Kostnad MRF-anläggning	4 960 000	4 960 000	515	515
Total kostnader	17 945 000	17 628 000	1 860	1 830
Total kostnader exkl MRF-anläggning	12 985 000	12 668 000	1 350	1 310

3.2.4.2 Intäkter - rejekt 5%

När rejektmängden blir mindre kommer större mängder material att kunna säljas. I tabell 19 redovisas intäktsberäkningarna. Prisantagandena är de samma som för 10% rejekt.

Tabell 19. Intäkter, vid hög- respektive lågpris, mängder ut från MRF-anläggningen, beräknade med 5% rejekt och för Halmstad.

	Mängd som kan försälas [ton/år], baserat på 9 637 ton in	Högtpris [SEK/ton]	Lågtpris [SEK/ton]	Högtpris [SEK/år]	Lågtpris [SEK/år]
Kartong	785	700	300	549 184	235 365
Vätskekartong	167	325	325	54 153	54 153
Blandat papper	1 072	325	325	348 344	348 344
Tidningar	4 329	1 000	400	4 328 940	1 731 576
Film	244	4 200	2 000	1 024 028	487 632
PP / PE	158	2 000	700	315 323	110 363
PS	47	830	660	39 034	31 039
PET	56	2 430	1 654	137 229	93 406
Glas	1 341	0	0	0	0
Metall (Fe)	223	2 000	600	446 964	134 089
Metall (icke Fe)	17	6 000	3 000	102 923	51 462
Total	8 438			7 346 000	3 277 000

3.2.4.3 Nettokostnader system 2 - rejekt 5%

Lägger man ihop kostnaderna för en MRF med de i projektet framräknade kostnaderna för transport och behandling av rejektet och tar bort inkomsten från försäljning av materialet, får man en nettokostnad enligt tabell 20. I tabellen syns också jämförelsen med basfallet, 10% rejekt.

Tabell 20. Nettokostnad system 2

	5% rejekt Total, högpris [SEK]	5% rejekt Total, lågpris [SEK]	10% rejekt Total, högpris [SEK]	10% rejekt Total, lågpris [SEK]
Total kostnad transport/insamling	12 668 000	12 668 000	12 985 000	12 985 000
Total kostnad MRF	4 960 000	4 960 000	4 960 000	4 960 000
Total intäkt	- 7 346 000	- 3 277 000	- 6 190 000	- 2 691 000
Nettokostnad	10 438 000	14 391 000	11 755 000	15 410 000
Nettokostnad/ton avfall till insamlat återvinning	1 070	1 490	1 220	1 580

Priset på materialet har större påverkan på det ekonomiska utfallet än mängden rejekt. En skillnad i rejekt på 5% ger enligt jämförelsen en skillnad i inkomst på ca 1 miljon vid högpris på materialet eller ca 1.5 miljoner vid lågpris, eller per ton en skillnad i ca 100 SEK.

4 Hushållens kostnader för källsortering

Hushållens kostnader baseras på tidigare studier om värdering av den tid som går åt till att källsortera hushållsavfall samt forsla det till en återvinningsstation.

Det har gjorts många olika beräkningar och antaganden avseende konsumenternas tid för att källsortera hushållsavfall. I ”Nordic Guidelines for cost-benefit analysis in waste management” (2007) hänvisas till ett arbete gjort av Sahlin et al (2007) där man tog fram nya beräkningar som grundade sig på ett genomsnitt av samtliga tidigare studier som tagits fram avseende tid för sortering. Sahlin et al. kan ses som en ”best estimate” av den extra tid som det tar att sortera papper och plast och att lämna avfallet på en återvinningsstation.

Tabell 21. Nedlagd tid för källsortera¹⁶ plast och papper i ett vanligt svenskt hushåll (Nordic Guidelines for cost-benefit analysis in waste management, 2007)

	Genomsnittlig total tid tim/ton	Rengöring tim/ton	Sortering tim/ton	Transport tim/ton
Papper och hård plastförpackning	72	19.3	19.3	33.5
Andra papper och tidningar	53		19.3	33.5
Mjuka plastförpackningar etc.	86		19.3	67

Eftersom man kan utgå från att det finns en alternativ användning av tiden som hushållen ägnar åt att källsortera, har tiden ett värde som kan värderas på olika sätt. Ett sätt är att försöka uppskatta hur mycket hushållen skulle vara beredda att betala för att slippa det extra arbete som källsorteringen medför för att istället kunna använda tiden till fritid. Ett annat sätt att uppskatta tidens värde är att värdera produktionsbortfallet för samhället. Om hushållen kunde ägna mindre tid åt hushålls-

¹⁶ I begreppet källsortering inkluderas här sköljning.

arbete, är det rimligt att anta att en del människor skulle ägna mer tid åt yrkesarbete (Ljunggren Söderman 2005). Ett alternativt sätt att beräkna är att ta fram en kombinerad ansats där såväl värdet på arbetsmarknaden som betalningsvilja inkluderas i beräkningen (Ekvall 2008).

Beräkningen ser ut på följande sätt:

$$\text{Värdet av hushållens tid} = x * P + (1-x) * L$$

där:

x = andel av tiden för separering som skulle ha spenderats som arbetstid. Ekvall och Bäckman (2001) beräknade denna till ca 3-30%, eftersom hälften av den svenska befolkningen står utanför arbetsmarknaden - de flesta är barn, studenter eller pensionärer.

P = värdet av produktion. Detta värderas ungefär lika med en full lön (inkl. skatter). Ekvall och Bäckman (2001) beräknade den till 220 SEK per timme.

L = värdet av fritid. Denna beräknas, enligt Ekvall och Bäckman, till ca 3 SEK per timme, ett värde som tagits fram som ett genomsnitt av olika betalningsviljestudier.

Med denna kombinerade beräkning är den totala kostnaden för tid som används för källsortering ca 9 - 66 SEK per timme.

Utifrån tabell 21 ovan har vi tagit fram en genomsnittlig tid på 70 timmar som en konsument tar i anspråk per ton avfall för källsortering av sitt förpacknings- och tidningsavfall. Kostnaden uppgår då till ca 630 - 4 600 SEK per ton:

$$\text{Total kostnad för sortering och sköljning system 1} = (630 \text{ till } 4\ 600) * (\text{mängd avfall system 1, } 8114 \text{ ton}) = 5\ 112\ 000 \text{ till } 37\ 324\ 000 \text{ SEK}$$

Även i system 2 med en MRF behöver konsumenterna rengöra och sortering avfallet i en speciell fraktion. Den tiden som inte behöver läggas ner är själva transporten. Man kan också anta att en del av arbetet i hushållet försvinner i och med att man har färre fraktionera att hålla reda på. Ett rimligt antagande är att konsumenterna lägger ner hälften av tiden för system 2, d.v.s. 35 timmar per ton, vilket ger en kostnad på 320 - 2 300 SEK per ton för sorteringen.

$$\text{Total kostnad för sortering/ sköljning} = (320 \text{ till } 2\ 300) * (\text{mängd avfall system 2, } 9637 \text{ ton}) = 3\ 084\ 000 \text{ till } 22\ 217\ 000 \text{ SEK}$$

Vi har i beräkningarna inte tagit med den kostnad som hushållen har för vattnet och eventuell uppvärmning av vatten för sköljning. Denna kostnad borde dock vara samma i de båda systemen eftersom man i inget av fallen vill lämna smutsiga förpackningar till återvinning. Vi har heller inte uppskattat den kostnad som hushållen kan tänkas ha för upplåtande av yta i hemmet för källsortering, något som borde minska i system 2. Dock blir det allt för spekulativt för att det ska vara relevant att ta med.

Tabell 22. Sammanställning hushållens kostnader för källsortering.

	System 1 (dagens system)		System 2 (insamling i blandad fraktion)	
	låg värdering av tid	hög värdering av tid	låg värdering av tid	hög värdering av tid
Kostnad för källsortering per år	5 112 000	37 324 000	3 084 000	22 217 000
Total kostnad per ton avfall till återvinning	630	4 600	320	2 300

Vad gäller tiden för hushållen att sortera sina förpackningar och tidningar i hemmet är en intressant effekt att den del av minskningen i kostnad för att systemet blir enklare ”äts upp” av det faktum att man sorterar ut mer. Tittar man på kostnaden per ton och totalt så visar dock beräkningarna att kostnaden för hushållen minskar betydligt i system 2.

Man kan notera att det är mycket stora skillnader mellan hög och låg värdering av hushållens tid, så prissättningen av tiden kan bli helt avgörande för resultatet. Eftersom detta resonemang helt bygger på antaganden och subjektiva uppskattningar bör resultatet ses med viss försiktighet, vi bedömer dock att det kan gälla för ett bästa antagande.

5 Miljökostnader – klimatgasutsläpp

Miljökostnaderna beräknas genom att värdera resultaten från LCA-studien (Palm, 2009) i monetära termer. För att värdera miljöpåverkan monetärt finns olika värderingsmetoder med skilda angreppssätt. Ett sätt är t.ex. att utgå från ”betalningsviljan” för en åtgärd, d.v.s. hur mycket de berörda personerna är villiga att betala för att undvika skador på miljö och hälsa (Ljunggren Söderman 2005). Eftersom man i de olika värderingsmetoderna ofta värderar emissioner och resurser olika, kan miljökostnadernas storlek uppskattas mycket olika beroende på vilken värderingsmetod som används. För att undersöka betydelsen för resultaten av olika värderingsmetoder och för att ringa in resultaten används tre olika värderingsmetoder parallellt i studien.

Vi vill poängtera att en del av miljökostnaderna redan är internaliserade i de företagsekonomiska kostnaderna, eftersom de företagsekonomiska kostnaderna inkluderar miljörelaterade avgifter och skatter (t.ex. energiskatt och deponiskatt). Om man vill summera de olika kostnadsposterna företagsekonomiska kostnader, miljökostnader och kostnader för konsumentens tid, bör man utgå från miljökostnader exklusive internaliserade miljökostnader. På så sätt undviker man dubbelräkning av de redan internaliserade miljökostnaderna.

5.1 Beräkning av miljökostnader

Miljökostnaderna har baserats på systemen i Palm (2009) med följande undantag:

- Insamlat glas i system 2 går inte till traditionell glasåtervinning utan används som fyllnadsmaterial).
- Mängden insamlad plast ökas med 1,86 kg i system 1 och med 3,04 kg i system 2 jämfört med Palm (2009). Det är mjukplast som tillkommer.

Utsläppen omräknat till CO₂-ekvivalenter (klimatgaspåverkan) enligt CML_{GWP100} (GaBi software version 4.3) återfinns i tabell 23.

Tabell 23. CO₂-ekvivalenter enligt CML_{GWP100} från system 1 och system 2 (enligt Palm, 2009)

System	Per capita [kg/pe,år]		Totalt Halmstad [ton/år]	
	Totalt	Varav insamling	Totalt	Varav insamling
System 1	18	6.0	1600	540
System 2	21	13	1900	1200

Miljökostnaderna har beräknat med tre olika värderingsmetoder:

- Skadekostnader baserat på NewExt (Friedrich 2004). Skadekostnaderna motsvarar enligt NewExt 391 SEK per ton koldioxid.
- Alternativkostnader (Coherence 1999) baserat på EUs mål att Sverige ska nå en CO₂-reduktion med 20 % relativt 1990 års nivå. Alternativkostnaderna är ca 831 SEK per ton koldioxid (75 € / ton, Forex 2009-06-10) och motsvarar de kostnader som om de investerats någon annanstans förhindrat motsvarande utsläpp.
- Willingness-To-Pay (WPI) enligt Environmental Priority Strategies (EPS) (Steen 1999). WTP enligt EPS är 1 197 SEK per ton koldioxid (0,108 € / kg, Forex 2009-06-10) och motsvarar det som OECD-länderna är beredda att betala för att minska utsläppen av koldioxid.

Miljökostnaderna, fördelat på de kompletta systemen och enbart för insamling och sortering ses i tabellerna 24, 25 och 26.

Tabell 24. Skadekostnader

System	Per capita [SEK/pe,år]		Totalt Halmstad [SEK/år]	
	Totalt	Varav insamling	Totalt	Varav insamling
System 1	7,0	2,3	640 000	210 000
System 2	8,2	5,1	740 000	460 000

Tabell 25. Alternativkostnader

System	Per capita [SEK/pe,år]		Totalt Halmstad [SEK/år]	
	Totalt	Varav insamling	Totalt	Varav insamling
System 1	15	5,0	1 400 000	450 000
System 2	17	11	1 600 000	980 000

Tabell 26. WTP-kostnader enligt EPS

System	Per capita [SEK/pe,år]		Totalt Halmstad [SEK/år]	
	Totalt	Varav insamling	Totalt	Varav insamling
System 1	22	7,2	1 900 000	650 000
System 2	25	16	2 300 000	1 400 000

Som synes så är det ingen större skillnad mellan de olika systemen vad gäller miljökostnaderna. Detta är föga förvånande då resultaten från miljöbedömningen (Palm 2009) visade att miljöpåverkan från de olika systemen är ytterst lika.

5.2 Känslighetsanalys

Som känslighetsanalys varierades, precis som i Palm 2009, mängden rejektet från MRF-anläggningen mellan 3 % och 15 % samt ökningen av mängden utvunnet material i system 2. Materialökningen är sänkt till 50 % för hårdplast-, metall- och pappersförpackningar och till 0 % för tidningspapper och glas medan de 3,04 kg mjukplast lämnades oförändrade. Tabell 27 visar förändringarna i klimatgasutsläpp i CO₂-ekvivalenter.

Tabell 27. CO₂-ekvivalenter enligt CML_{GWP100} för känslighetsanalysen

System	Per capita [kg/pe,år]		Totalt Halmstad [ton/år]	
	Totalt	Varav insamling	Totalt	Varav insamling
System 1	18	6,0	1600	540
System 2 3 % rejekt	17	12	1500	1100
System 2 15 % rejekt	24	14	2200	1200
System 2 Lägre ökning	23	12	2100	1100

Ett rejekt på 3 % ger det lägsta utsläppen och ett rejekt på 15 % ger det högsta utsläppen för System 2. Tabell 28 visar förändringarna i miljökostnader för extremvärdena i system 2 fördelat på de olika värderingsmetoderna.

Tabell 28. Miljökostnader från känslighetsanalys

System	Per capita [SEK/pe,år]		Totalt Halmstad [SEK/år]	
	Totalt	Varav insamling	Totalt	Varav insamling
Skadekostnader				
System 1	7,0	2,3	640 000	210 000
System 2	6,6 – 9,4	4,6 – 5,4	60 000 – 85 000	41 000 – 49 000
Alternativkostnader				
System 1	15	5,0	1 400 000	450 000
System 2	14 – 20	9,7 – 11	1 300 000 – 1 800 000	880 000 – 1 000 000
WTP-kostnader enligt EPS				
System 1	22	7,2	1 900 000	650 000
System 2	20 - 28	14 – 17	1 800 000 – 2 600 000	1 300 000 – 1 500 000

6 Resultat

6.1 Sammanställning av företagsekonomiska kostnader

Vår studie är baserad på befintlig forskning och intervjuer med aktörer. Det finns brister/kunskapsluckor i det underlag som var tillgänglig (p.g.a. att frågan inte studerats tidigare eller sekretess). Resultaten kan därför inte ses som något slutgiltigt svar på frågan om vilket system som är (samhällsekonomiskt) bäst.

I tabell 29 visas en sammanställning av alla kostnader i basfallet (10% rejekt i system 2).

Tabell 29. Sammanställning företagsekonomiska kostnader

Kostnader	System 1 (dagens system, 8 114 ton till återvinning)		System 2 (insamling i blandad fraktion, 9 637 ton till återvinning)	
	Total kostnader [SEK/år]	Kostnad per ton avfall till insamlat återvinning [SEK/ton]	Total kostnader [SEK/år]	Kostnad per ton avfall till återvinning [SEK/ton]
Etableringskostnad ÅVS	225 000	28	-	-
Städkostnader ÅVS	468 000	58	-	-
Behållarkostnader ÅVS	410 000	51	-	-
Kostnader extra kärl (för blandade förpackningar och tidningar)	-	-	2 948 000	306
Tömnings- och transportkostnader	2 529 000	312	9 403 000	976
Mottagningskostnad ÅVS*	949 000	117	-	-
Kostnad FNI	4 465 000	550		
Mottagningskostnad FNI*	645 000	79		
Behandlingskostnad för rejekt	243 000	30	434 000	45
Transportkostnad för rejekt	81 000	10	200 000	21
Behandlingskostnad restavfall	685 000	84	-	-
Transport-/insamlingskostnad restavfall	1 152 000	142	-	-
Kostnad MRF	-	-	4 960 000	515
Transportkostnad hushållen	384 000	47	-	-
Total kostnad	12 236 000	1 500	17 945 000	1 860

*I denna siffra ingår inte kostnaden för plast och glas, se vidare kapitel 3.1

Kostnaden per ton avfall till återvinning är framräknad för att ge ett jämförbart värde per ton.

I tabell 30 redovisas intäkterna sammanställt för hög- respektive lågpris.

Tabell 30. Sammanställning intäkter

	System 1		System 2	
	högpris [SEK/år]	lågpris [SEK/år]	högpris [SEK/år]	lågpris [SEK/år]
Intäkter totalt	6 778 000	3 252 000	6 190 000	2 691 000

I tabell 31 redovisas nettokostnaderna för systemen.

Tabell 31. Nettokostnader för system 1 och 2

	System 1		System 2	
	Total, högpris [SEK/år]	Total, lågpris [SEK/år]	Total, högpris [SEK/år]	Total, lågpris [SEK/år]
Total kostnad	12 236 000	12 236 000	17 945 000	17 945 000
Total intäkt	- 6 778 000	- 3 252 000	- 6 190 000	- 2 691 000
Nettokostnad	5 458 000	8 984 000	11 755 000	15 254 000
Nettokostnad per ton avfall till återvinning	670 SEK/ton	1100 SEK/ton	1 220 SEK/ton	1 580 SEK/ton

System 2 blir dyrare rent företagsekonomiskt än system 1 sett till nettokostnaden per år. Det ska dock påpekas att det i kostnadsberäkningarna för system 1 saknas en uppgift om kostnaden för sorteringen av plast och glas som idag görs integrerat med återvinningsprocessen. En uppskattad kostnad för denna sortering är 1 miljon SEK, det skulle påverka resultatet med ca 100 SEK/ton.

I system 2 har vi också räknat mycket försiktigt och antar att man inte har någon intäkt från glas samt att man måste betala för att göra sig av med den brännbara respektive inerta fraktionen.

Resultatet per ton avfall insamlat till återvinning beror självklart på vilken mängd avfall som faktiskt samlas in – i system 2 har vi gjort ett antagande att mängderna insamlat avfall för återvinning kommer att öka. Det antagandet är baserat på tidigare studier (se kap 3.2). Man kan eventuellt tänka sig att insamlingspotentialen är ännu högre i områden där många inte har bil och därför idag inte källsorterar. Ökar de insamlade mängderna till återvinning blir system 2 ännu billigare per ton insamlat material.

Intäkten som kan fås för materialet spelar också stor roll, vi har här räknat och redovisar ett högsta- och lägsta-pris-scenario. Det är i praktiken omöjligt att förutspå en exakt prisbild, marknaden har bara under det senaste 1.5 åren varierat kraftigt för de olika materialslagen. Man kan också i framtiden spekulera i om attraktionen i återvunnen råvara kommer att öka eller inte osv. För denna rapport slutsatser konstaterar vi endast att de resultat som redovisas är rimliga och gällande för en nära liggande framtid.

Känslighetsanalysen av rejektmängderna visar att de endast påverkar kostnaderna för systemet till en liten del. Skillnaderna i intäkter (d.v.s. priset på sålt material till återvinning) ger mycket större påverkan på resultatet. En rejektmängd på 10% får ses som ett rimligt antagande.

6.2 Sammanställning samtliga kostnader

Miljökostnaden har beräknats som beskrivits i kapitel 5 med tre olika värderingsmetoder. Resultaten skiljer sig markant beroende på vilken värderingsmetod som används. Ingen av metoderna kan anses vara mer "riktig och sann" än de andra. Därför är det mer relevant att använda

miljökostnaderna för att ringa in resultaten och hitta de viktiga faktorer som resultaten pekar på, istället för att försöka bedöma miljökostnadernas absoluta belopp.

Kostnaden för konsumentens tid bygger på värderingar och innehåller även stora osäkerheter. Tidsåtgången för att källsortera är i princip objektivt mätbar, men i praktiken har inga mer omfattande mätningar gjorts. Även kostnaden för produktionsbortfallet är i princip objektivt mätbar. Värderingen av hushållens fritid är däremot svårare eftersom den i större utsträckning bygger på det upplevda värdet av tiden.

På grund av detta har vi i studien valt att inte beräkna den totala samhällsekonomiska kostnaden, såsom man ofta gör i en CBA, utan istället dragit de övergripande slutsatserna utifrån de enskilda kostnadsslagen. Det främsta skälet till detta är att de företagsekonomiska kostnaderna är relativt hårda och mätbara till skillnad mot miljökostnaden, som baseras på värderingar och är storleksmässigt mycket olika beroende på värderingsmetod, samt kostnaden för konsumentens tid, som också bygger på värderingar och antaganden. En sammanställning över de kostnader vi kommit fram till visas i tabell 32.

Tabell 32. Sammanställning samtliga kostnader

	System 1 Totalt [SEK/år]	Per ton insamlat material till återvinning [SEK/ton]	System 2 Totalt [SEK/år]	Per ton insamlat material till återvinning [SEK/ton]
Företagsekonomiska kostnader	12 236 000	1500	17 945 000	1 860
Hushållens kostnader för källsortering	5 112 000 – 37 324 000	630 – 4 600	3 084 000 – 22 217 000	320 – 2 300
Miljökostnader				
-skadekostnader	640 000	78	740 000	76
-alternativ kostnader	1 400 000	173	1 600 000	166
-WTP	1 900 000	234	2 300 000	239

6.3 Sammanställning av känslighetsanalyser

I kostnadsberäkningarna har vi varierat flera variabler som är osäkra och som kan förmodas kunna påverka resultatet:

- **Mängden rejekt från MRF.** I normalfallet har vi räknat med 10 % och i känslighetsanalysen av hur rejektmängden påverkar kostnaderna med 5 %. Om rejektmängden minskar till 5 % minskar kostnaderna i MRF-anläggningen med ca 0,3 Mkr/år (se avsnitt 3.2.4.). Om rejektmängden skulle öka till 15 % bedömer vi att kostnaderna för MRF-anläggningen skulle öka ungefär 0,3 Mkr. Inget av dessa ändrar slutsatserna som dragits av studien.
- **Bästa fall respektive sämsta fall vid kalkyl av MRF.** Vid kostnadsberäkningarna för MRF-anläggningen gjordes en kalkyl med "bästa fall" och en med "sämsta fall". Skillnaderna mellan dessa var ca 0,14 Mkr/år, vilket får betraktas som betydelselös i detta fall.
- **Intäkter.** Intäkterna kan variera stort, vilket prisutvecklingen under det senaste året tydligt har visat. Ändrade intäkter slår dock lika i de båda systemen, och påverkar inte vilket av systemen som ger bäst ekonomi. I system 1 (dagens system) är skillnaderna mellan högpris och lågpris 2,6 Mkr/år och i system 2 (insamling i blandad fraktion) 3,5 Mkr/år. Intäkterna

påverkar dock det reella ekonomiska utfallet och måste naturligtvis vara med då man sätter mottagningsavgifter och liknande.

- **Värdering av hushållens tid.** Värderingen av hushållens tid är den faktor som påverkar utfallet mest och vi har i kapitel 4 tydligt visat på skillnaderna. Vid låg värdering av hushållens tid blir hushållens kostnader för insamling i blandad fraktion ca 5,8 Mkr/år billigare än insamling i dagens system. Vid hög värdering är skillnaden 19 Mkr/år. Ju högre tiden värderas, desto gynnsammare blir systemet med insamling i blandad fraktion.
- **Miljökostnader - klimatgaser.** Skillnaderna i miljökostnaderna mellan de två systemen är små, och egentligen inom felmarginalerna. Miljökostnaderna utgör också en relativt liten del av kostnaderna jämfört med de företagsekonomiska kostnaderna och hushållens kostnader. Värderingen av klimatgasutsläppen påverkar därför inte den slutliga jämförelsen.
- **Andra miljökostnader.** Vi har räknat med endast klimatgaser i den miljöekonomiska värderingen. För en fullständig miljöekonomisk analys ska även andra miljöeffekter värderas. Man får då ett helt annat resultat. En preliminär bedömning utifrån olika LCA-studier som gjorts tyder på att skillnaderna mellan de två systemen troligen kommer att vara liten även om andra emissioner tas med.

7 Diskussion

Diskussion kring de företagsekonomiska resultaten har redovisats i kapitel 6.1. En komplettering till detta är det faktum att det för system 2 är det transport- och insamlingskostnaden som är den stora kostnaden. Denna ökade kostnad ska ställas dels emot värdet av vad som kan sparas i hushållens kostnader för den källsortering man utför idag men också mot möjligheten med ökade inkomster i och med mer insamlat material liksom kostnadsminskningen för kommunerna i och med en minskad mängd restavfall. Vi har räknat med en transportkostnad på 47 SEK/ton avfall till återvinning, till detta ska då också vägas in den kostnad som hushållen har för sortering etc. i hemmet (se kapitel 4). Enligt våra beräkningar är de för system 1 630 – 4 600 SEK/ton avfall till återvinning och 320 – 2 300 SEK/ton avfall till återvinning för system 2, oavsett värdering av tid hälften så höga i system 2. Tas detta med i värderingen så är systemen kostnadsmässigt mer lika. I system 2 skulle det möjligtvis kunna finnas förutsättningar att ytterligare öka insamlingsgraden, samt att möjliggöra för insamling baserat på materialslag.

Hushållens tid för sortering

Vi har valt att inkludera hushållens tid för sortering eftersom vi bedömer att hushållen gör en stor insats i dagens system i och med den tid som läggs på källsortering och transport. I system 2 kommer hushållen också att behöva lägga ner tid, den tid som framförallt försvinner är tiden att forsla avfallet till en återvinningsstation. En viss del av tiden för hanteringen av de olika fraktionerna i hushållet kommer troligen också att försvinna. I analysen har vi inte räknat med den kostnad som hushållen har för sköljning (som är samma i båda systemen) och inte heller den kostnad man kan tänka sig att det är för hushållen att upplåta plats i hemmet för källsortering.

En intressant effekt av den ökade sorteringen i system 2 är att den del av minskningen i kostnad för att systemet blir enklare ”äts upp” av det faktum att man sorterar ut mer. Tittar man på kostnaden per ton och totalt så visar dock beräkningarna att kostnaden för hushållen minskar betydligt i system 2.

Man kan notera att det är mycket stora skillnader mellan hög och låg värdering av hushållens tid, så prissättningen av tiden kan bli helt avgörande för resultatet. Eftersom detta resonemang helt bygger på antaganden och uppskattningar bör resultatet ses med viss försiktighet, vi bedömer dock att det

kan gälla för ett bästa antagande. Om man har en hög värdering av hushållens tid, kommer hushållens kostnader att dominera och utgör då ca 4 – 5 gånger de företagsekonomiska kostnaderna. Kostnaderna i system 2 kommer dock att bli lägre än kostnaderna för insamling enligt dagens system.

Miljökostnader – klimatgasutsläpp

Skillnaderna i miljökostnaderna mellan de två systemen är små, och egentligen inom felmarginerna. Miljökostnaderna utgör också en relativt liten del av kostnaderna jämfört med de företagsökonomiska kostnaderna och hushållens kostnader. Värderingen av klimatgasutsläppen påverkar därför inte den slutliga jämförelsen.

Kvalité på sorterat material

I den första studien om insamling i blandad fraktion (Stenmarck och Sundqvist, 2009) identifierades kvalitetsfrågorna som viktiga. Från olika håll framfördes att kvaliteten på materialet från en MRF-anläggning skulle kunna vara både lägre och högre än vid dagens system. Vi vill understryka att det i detta arbete har mindre hänsyn tagits till diskussionen om kvalité på det material som kommer till återvinning, via återvinningsstationer eller via fastighetsnära insamling liksom kvalitén från MRF-sorterat material. Vi utgår i rapporten från att det kan antas vara samma kvalité och därmed att det sorterade/separerade materialen kan behandlas på samma sätt. Detta är en förenkling, men eftersom det fortfarande inte, vad vi vet, finns bra belägg varken för ena eller andra sidan lämnar vi den diskussionen till andra studier.¹⁷

Det finns mycket att vinna på att studera kvalitetsfrågorna ytterligare. Renare fraktioner i ena eller andra systemet har stor inverkan på möjlig slutanvändning och därmed på både intäkter och miljönytta. Ett material med lägre kvalité kan ge lägre intäkter och kan påverka möjligheterna att över huvud taget kunna sälja materialet. Kvalitén på materialet kan också påverka miljövinsten, t.ex. en stor del av miljönyttan ligger i att det återvunna materialet ersätter ett material som annars skulle framställas från andra jungfruliga råvaror. Lägre kvalité kan göra att avfallet inte kan ersätta motsvarande material. Inga kända officiella rapporter finns för att stödja varken påståendet att kvalitén skulle bli sämre eller bättre vid införandet av ett nytt system.

I system 2 kommer torra återvinningsbara förpackningar och tidningar att lämnas i samma kärl. Det är troligt att en viss kontamination kommer att förekomma av annat hushållsavfall eftersom det alltid finns hushåll som sorterar fel. I Sverige skulle det kunna bli ett problem särskilt med avseende på det papper som ska gå till tillverkning av mjukpapper och vissa typer av livsmedelsförpackningar och som då inte får kontamineras med matavfall. Ett försök liknande det som föreslås under rubriken ”förslag på fortsatta utredningar” nedan skulle kunna visa hur stor risken för detta är. I Greenwich fick man en ökad kontamination i det återvinningsbara avfallet när man införde källsortering av biologiskt material, något man trodde skulle justera sig efterhand.

Förutsättningar för att införa blandad insamling

I ramdirektivet för avfall som kom hösten 2008 finns en artikel som säger:

”Pursuant to Article 8(2) by 2015 separate collection shall be set up for at least the following: paper, metal, plastic and glass”.

¹⁷ Under slutförandet av rapporten har det publicerats en rapport av WRAP (WRAP 2009, Choosing the right recycling collection system, www.wrap.org.uk) som visar att kvalitén på material utsorterat från blandad insamling är lägre än det som samlats in separat. Denna rapport kom så sent att vi inte har kunnat ta hänsyn till detta i beräkningarna. Så som vi redan inledningsvis konstaterade är antagandet att kvalitén är densamma en förenkling.

Det har framförts att detta kan tolkas som att det inte blir tillåtet att samla in papper, metall, plast och glas tillsammans utan att varje material måste samlas in för sig. Det skulle också kunna tolkas att det blir tillåtet att samla in papper, metall, plast och glas tillsammans i en fraktion, avskilt från annat avfall. Ännu finns ingen officiell svensk tolkning av detta beroende på att man inte inlett implementeringen av direktivet ännu. Vidare spekulationer kring detta anses inte vara görbara i dagens läge.

Möjliga kostnadsbesparingar

Det är rimligt att anta att man till viss del kommer att göra kostnadsbesparingar i system 2 jämfört med system 1. Det handlar om kostnader för markarrende (vilket inte betalas av FTI idag men som av många anses att man borde betala detta), transportledning för FTI (ingår i system 2 i transportkostnaderna), kostnad för kommunerna att ha insamling av förpackningar på återvinningscentraler samt kostnaden för att ta hand om det avfall som städas bort från ÅVS (i dag anser FTI att kommunen ska ta hand om detta avfall utan ersättning).

För att undvika att beräkningarna blir allt för spekulativa har vi valt att inte försöka uppskatta dessa kostnader utan endast redovisa ”potentialen” i detta kapitel.

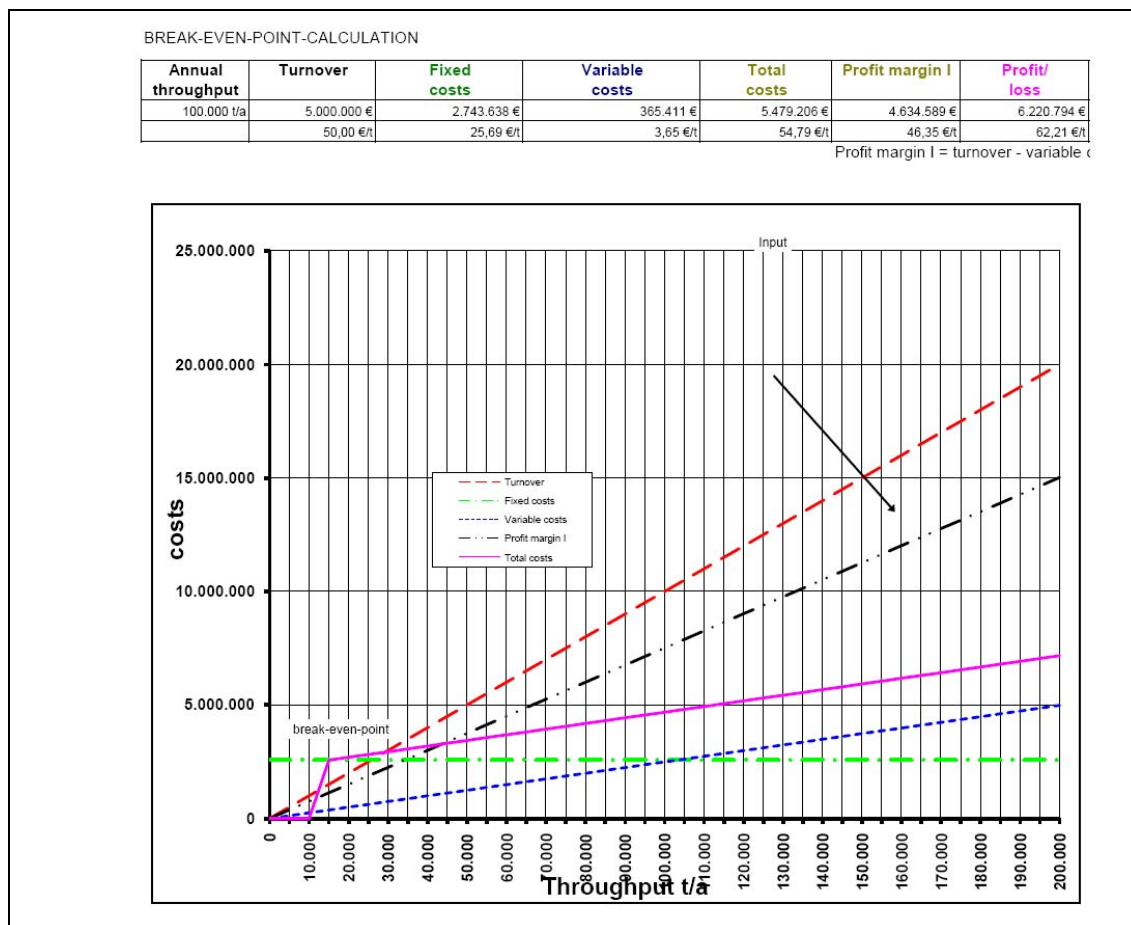
Möjliga kostnadspåslag

Vi har antagit att anläggningen ligger i Halmstad. Det innebär att sopbilarna kommer åka direkt till anläggningen för tömning. Om anläggningen ligger längre bort får man ett påslag för omlastningskostnad.

Förutsättningar för en stor anläggning

Anläggningen är dimensionerad för en inkommande mängd av 100 000 ton avfall. Halmstad räknas stå för 1/10 av materialet. Frågan är om det är rimligt att bygga en så stor anläggning givet att mycket av materialet då måste transporteras långa sträckor.

Klart är i alla fall att lokaliseringen av anläggningen kommer att vara av stor betydelse för att optimera transportererna. Enligt uppgifter från Tony Yates på SLR Consulting har MRF-anläggningar en brytpunkt lönsamhet vid ca 50 000 ton. I Titechs beräkningar kommer man fram till en ”break even” på 15 000 ton, se figur 4. Den ligger alltså betydligt lägre än vad Tony Yates anger. Är det så kan man tänka sig möjligheten att man bygger en mindre anläggning och då undgår vissa av de problem som uppstår i och med långa transporter av icke-komprimerbart material.



Figur 4. Break even (källa: Titech)

Det är heller inte garanterat att man kan få fram de mängder av vissa fraktioner, t.ex. PET, som krävs för att en utsortering ska vara lönsam. MRF-beräkningarna är grundade på den materialfördelning som beskrivs i tabell 10, vilken i sin tur grundar sig på Palm (2009).

Möjligheter att behandla verksamhetsavfall i en MRF

I denna studie har vi räknat på två system som hanterar förpackningar och tidningar från hushåll. Det finns dock möjligheter att i en MRF även ta emot förpackningar, tidningar och annat återvinningsbart avfall från verksamheter. Att ta med verksamhetsavfall kan påverka slutsatserna på åtminstone två sätt:

1. Det blir lättare att fylla upp kapaciteten. I studien har vi antagit att MRF-anläggningen har en kapacitet på 100 000 ton/år och att den tar emot 9 637 ton/år från Halmstad. Tar man med även verksamhetsavfall skulle Halmstads andel bli större, och mindre mängder behövas tas emot utifrån. Detta i sig påverkar inte de slutsatser som ekonomin som vi dragit i studien.
2. Om verksamhetsavfallet som tillförs MRF-anläggningen utgörs av sådant avfall som annars skulle gå till förbränning kan man förvänta sig ökade miljövinster, d.v.s. lägre miljökostnader, eftersom återvinning för de flesta material ger lägre miljökostnad än förbränning.

Möjligheter att behandla materialströmmar i en MRF

I denna studie har vi räknat på två system som hanterar förpackningar och tidningar från hushåll. Det skulle vara enkelt att med detta system införa materialbaserad insamling (dvs även annat avfall av plast, metall, glas och papper samlas in). Detta skulle ge samma effekter som möjligheterna att behandla verksamhetsavfall (enligt ovan), med den skillnaden att Halmstad troligen skulle minska sin kostnad för avfall som går till förbränning. Man kan också tänka sig att det är lättare att införa ett system baserat på insamling av materialströmmar i system 2 än i system 1.

Konsumentnytta

I projektet har inget arbete gjorts för att kartlägga vad hushållen skulle tycka om införandet av ett nytt system. Det skulle ju vid ett systemskifte vara av största vikt att ha hushållens fortsatta förtroende för systemet. I nuvarande system finns ett stort förtroendekapital investerat både från myndigheter och från producenterna. Det är samtidigt hushåll idag som undviker att sortera eftersom man upplever det som allt för krångligt och tids-/platskrävande, dessa hushåll kanske skulle vara positiva till en förändring av systemet.

En diskussion på en ännu högre nivå är huruvida vi ska se det som nytta att det är hushållen som gör jobbet utan att förbruka så mycket energi i en tid då vi försöker minska vårt energiberoende. Vi har inte räknat på nettobehovet av energi, i Palm (2009) beräknas däremot miljöpåverkan från de båda systemen och där ingår emissioner av klimatgaser i beräkningarna för miljökostnaderna. Eftersom både resultaten från Palm (2009) och miljökostnadsberäkningarna visar att skillnaderna är små mellan systemen så finns det inga belägg för att en ökning av energibehovet i system 2 för eftersortering skulle påverka miljön negativt, denna ökning i energibehov kan antas uppvägas av en minskning i energibehov i en annan del av systemet.

Man kan också diskutera hushållens inställning till källsortering generellt. Många upplever att man gör stor nytta i och med att man källsorterar och meddelar vid enkäter och andra undersökningar att det är det man gör för miljön. Frågan är om man genom att avlasta hushållen skulle få dem att göra något annat för miljön. Till exempel visar SHARP-programmet [Sharp 2009] att det kanske blir svårt eftersom källsortering har lite av en särställning vad gäller beteende och attityder.

Återvinningsstationens vara eller inte vara

I kalkylen har ingen kostnad skattats för markkostnaden för en MRF. Inte heller har tagits med mark- eller andra utrymmeskostnader för de insamlingsbehållare som kommer att användas vid insamling i blandad fraktion. Det har heller inte gjorts några försök att värdera vad det kan vara "värt" att få bort återvinningsstationer från gator och parkeringsplatser. Vidare har ingen uppskattning gjorts av nedskräpningskostnader, den tid som kommunerna lägger ner för att stötta dagens system etc. Det vore också intressant att föra diskussionen kring dagens system vidare – hur är kommunernas inställning till producentansvaret, vad är det som fungerar idag och som kanske skulle upphöra att fungera vid ett systemskifte.

Samtliga dessa kostnader är allt för subjektiva och osäkra och därför inte lämpliga att ta med i en analys. Däremot bör man ta det i beaktande vid en totalbedömning.

Glas som separat fraktion

I MRF-anläggningen som vi räknar på har vi valt att inkludera glas. Detta för att vi har Greenwich-anläggningen som modellanläggning och där inkluderar man detta. Det är också inkluderat i Palm (2009).

Vill man undvika eftersortering för att göra det möjligt att materialåtervinna glaset, samt minimera risken att glas kontaminerar andra fraktioner t.ex. tidningar är det att föredra att ha glaset separerat från den blandade fraktionen. Många av de MRF-anläggningar som byggs idag byggs på detta sätt.

En nackdel med detta är att man då måste införa separat insamling av glas. Detta kan då ske via fastighetsnära hämtning som övriga fraktioner eller via återvinningsstationer så som det är idag (och så som det var för glas redan innan producentansvaret). Detta skulle innebära att man för systemet får en ökad kostnad för denna separata hantering. I dagsläget belastar kostnaderna förknippade med insamling alla fraktioner och har man bara en kan det då t.o.m. bli dyrare.

Teknikutveckling

Många länder går mot en ökad automatisering av avfallsinsamling där man med teknikutveckling försöker minska hushållens arbete med avfallet. Implementering och utveckling av MRF-tekniken är exempel på sådan automatisering. Det nuvarande svenska systemet att samla in förpackningar baseras i stället på relativt enkel teknologi som fordrar arbetsinsatser av hushållen.

Förslag på fortsatta utredningar

Vi har under studiens gång identifierat några frågor som är intressanta att studera vidare:

- 1. Kvalité.** I både vår första studie (Stenmarck och Sundqvist, 2009) och denna studie har vi sett att kvalitetsfrågorna är viktiga, d.v.s. vilken mängd av olika material och vilken renhet på materialen kan fås i dagens system och i ett system med insamling i blandad fraktion och separering/upparbetning i en MRF. Vi har inte sett en enda objektiv jämförelse – däremot har flera aktörer haft vitt särgående åsikter om kvaliteten på både material från dagens system och från ett MRF-system. När en sådan jämförelse görs är det viktigt att man väljer en MRF med BAT (Best Available Technology) som är anpassad för svenska förhållanden (anm.: det går säkerligen att hitta dåliga MRF-anläggningar men sådana är inte representativa för en eventuell framtida MRF-anläggning i Sverige.) Det krävs också öppenhet från aktörerna i dagens system, så att kvaliteten på dagens insamlade material verkligen kan utvärderas objektivt.
- 2. Hushållens roll och åsikter – konsumentperspektiv.** I studien har vi antagit att ett system med insamling i blandad fraktion gör att arbetet tar mindre tid. Den mindre tidsåtgången (framförallt minskad tid för transport av avfallet till en återvinningsstation) är också en viktig del i den jämförande kalkyl som gjorts. Det skulle också vara omöjligt att införa ett systemskifte om hushållens uppfattning är att dagens system är det bästa. Därför är hushållens roll och åsikter viktiga att kartlägga. Ett sätt att seriöst analysera dessa frågor kan vara att utföra ett begränsat försök (t.ex. några hundra till tusen hushåll) börja sortera ut en blandad fraktion. Genom djupanalyser av några utvalda hushåll kan man kartlägga hur hushållen ställer sig till ett sådant system, jämfört med det tidigare systemet. Vi föredrar en utvärdering med djupintervjuer snarare än rena enkäter, eftersom man i djupintervjuer har större möjligheter att fånga upp en rad underliggande frågor, som kan vara svår att få med i en enkät. Ett sådant försök skulle också kunna ge några svar om vilken kvalitet som den insamlade blandade fraktionen har (genom plockanalys).
- 3. Vem ska betala.** Dagens system grundar sig på att producenterna, genom FTI och REPA, är ansvariga för hela kedjan insamling – transport – upparbetning – slutlig återvinning. Genom en förpackningsavgift och intäkter från sålt material finansierar hanteringen, och FTI äger avfallet från det att det lagts i avsett kärl på återvinningsstationen, eller motsvarande vid fastigheten vid fastighetsnära insamling, tills det levererats till en återvinningsanläggning. En MRF skulle kunna inordnas i ett sådant system, men en MRF ger också andra möjligheter, t.ex. att en entreprenör får rätten att samla in avfall i blandad fraktion från hushåll och att entreprenören får äganderätten till avfallet i och med att det hämtats. En studie skulle därför kunna göras för att jämföra olika organisatoriska och kommersiella modeller.

- 4. Arbetsmiljöfrågan.** Ett argument emot MRF har ofta varit arbetsmiljöfrågorna. Det finns flera MRF-anläggningar (Tyskland, England, USA etc.) där en stor del av sorteringen sker manuellt, ofta av lågbetalda gästarbetare eller motsvarande. Den MRF som vi beskrivit i denna studie har ett minimum av manuell arbetskraft, och ska egentligen inte kräva mer manuell sortering än vad som ändå finns i dagens system. Likaså är personalkostnaderna som använts i kalkylen baserat på kostnaden för genomsnittliga industriarbetare. En arbetsmiljöstudie skulle därför behöva göras för att jämföra arbetsmiljön (från insamling till och med slutlig återvinning) i dagens system och ett system med insamling i blandad fraktion och upparbetning i modern MRF. Man skulle då kunna studera MRF-systemet i ett annat land, men välja anläggning och insamlingsystem som är representativt för en eventuell kommande anläggning i Sverige.

8 Referenser

Avfall Sverige rapport 2006:09

COHERENCE (1999): European Commission, *Economic Evaluation of Quantitative Objectives for Climate Change*, Belgium, <http://ec.europa.eu/environment/enveco/studies2.htm#5>

Dahlén L. Vukicevic, S. Meijer, J-E. Lagerkvist, A. (2007). *Comparison of different collection systems for sorted household waste in Sweden*. Waste Management Volume 27, Issue 10, Pages 1298-1305

Ekvall Tomas. (2008) *Assessing time in cost-benefit analyses of waste management*. Poster presented at the 18th SETAC-European Annual Meeting, Warzaw.

Ekvall, T. och Bäckman, P. (2001) *Översiktlig samhällsekonomisk utvärdering av använda pappersförpackningar*. På uppdrag av Svensk Kartongåtervinning AB, CIT Ekologik AB, Göteborg.

Friedrich, R. et al., (2004) *New Elements for the Assessment of External Costs from Energy Technologies, Final Report to the European Commission*, DG Research, Technological Development and Demonstration (RTD)

Ljunggren Söderman M., (2005), *Översiktlig samhällsekonomisk analys av hantering av returkartong*. På uppdrag av Returkartong AB

Naturvårdsverket (2006). *Framtida producentansvar för förpackningar och tidningar - en utvärdering av producentansvaret för förpackningar och returpapper och förslag till åtgärder*. Rapport 5648

Nordic Council of Ministers (2007). *Nordic guidelines for Cost-benefit analysis in waste management*. Tema Nord 2007: 574,

Palm D, (2009) Chalmers, *Carbon footprint of recycling systems -A comparative assessment of bring- and co-mingled kerbside collection and sorting of household recyclable materials*, examensarbete, godkänt 2009-06-08

Steen, Bengt (1999): *A Systematic Approach to Environmental Priority Strategies in Product Development (EPS) Version 2000- Models and data of the default method*. Chalmers University of Technology. (Rapport - CPM - Centrum för produktrelaterad miljöanalys, Chalmers tekniska högskola;1999:5).

Stenmarck Å, Sundqvist J-O, (2009), *Insamling av återvinningsbart material i blandad fraktion, IVL B1821*

SHARP 2009, <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-5899-9.pdf>

SIFO (2006) – *SIFOs telefonbuss 2006*

Web

www.avfallsverige.se, 090706

www.bensinpris.nu, 090610

Muntlig kommunikation/ e-mail

Peter Domini – Stena Metall

Leif Gustavsson – Halmstad energi och miljö

Jürgen Hüskens - Titech

Tomas Karlsson – Stena Metall

Jacob Rognhaug - Titech

John Strand – FTI

Tony Yates – SLR Consulting

Per Ålund – Halmstad energi och miljö

Bilaga 1. Slutsats och diskussion från LCA-studien "Carbon footprint of recycling systems -A comparative assessment of bring- and co-mingled kerbside collection and sorting of household recyclable materials (Palm, 2009)

Nedan redovisas slutsats och diskussion från LCA-studien som genomförts parallellt med denna studie (Palm 2009). Det är en viss skillnad mellan de system som beskrivs här och de som används i denna rapport. De är:

- Återvinningsprocessen är inte medräknad i systemen i denna rapport
- Mjukplast är inte medräknat som fraktion i Palm (2009)

Discussion and conclusion

The system that ultimately will be the environmentally preferred system can not be answered with enough certainty from this thesis both due to uncertainties of the co-mingled system and also due to the lack of knowledge on how the current bring system actually performs. A full picture of the bring system performance is hard to get because of the many actors involved and that they have no obligation to publish environmental performance data.

A major problem for both the co-mingled- and the bring system is that published information on recycling levels actually are what can be best referred to as diverted levels and not actual recycling. This becomes clear when one compares data published by FTI and the Swedish environmental protection agency where it says that all collected newsprint is material recycled. If one instead asks the paper mills the reject from incoming material is generally 1.5 %. These kinds of discrepancies in combination with the lack of transparency for some material flows create an uncertainty of what actually is actually recycled.

However, given the limitations and assumptions made in this thesis the environmental performance (with respect to global warming) of the comingled system for collecting recyclables is fairly equal to the current bring system. It is clear that the co-mingled collection system in it self contributes to global warming more than the bring system with about twice the emission of CO₂-eq, but also that this effect is counteracted by increases in collected and recycled amounts of material.

The results from the base case are highly dependent on some of the assumptions examined in the different analyses. Some of the scenarios are however not likely to occur. The increases in collected levels when switching to co-mingled kerbside collection are likely to be at least as high as when switching to sorted kerbside collection. A small increase for households with kerbside sorted collection is also likely since a co-mingled system requires less work to participate.

Reject levels in the MRF are in the base case chosen rather high. The conditions for a variation up to a 15 % reject level likely includes old MRFs that have been adapted to include more and more types of material. It can also be the effect of poorly designed collection systems, which leads to high levels of contamination. The Greenwich MRF has rejects levels up to 11 % with technology that are a couple of years old. A new plant, with new sorting equipment, is likely to perform better. With a

proper, well designed collection system the amount of contamination should be kept at a minimum, thus lowering the reject levels.

The different electricity scenarios show a large impact on system performance. It is however clear that the less CO₂ emitted from electricity production, the more favourable the co-mingled system, with its higher recycling levels, becomes. Coal based electricity is an unlikely scenario since assuming coal as marginal electricity is somewhat outdated both according to Elforsk [63] and a report to the European parliament by in 2009 [64]. Elforsk states that the CO₂-emissions from marginal electricity ranges from 400 to 750 gram CO₂ per kWh depending on energy demand and the EU-report states that it will be coming down to 350 gram CO₂ per kWh in the coming years. Both these are lower than the average ca 830 gram CO₂ per kWh for coal and are closer to the 380 gram CO₂ per kWh from natural gas based electricity. This is of course also relevant to consider for the result from using saved biomass to replace electricity from coal.

Whether or not glass can or should be included in the co-mingled collection is not clear. If it cannot be recycled into new glass, it should not be included. In this case it could preferably continue as a bring collected fraction. If instead some of it can be recycled into new glass, the question becomes more complex since not all glass from the bring collection is recycled into new glass either. The issue of including glass requires further study.

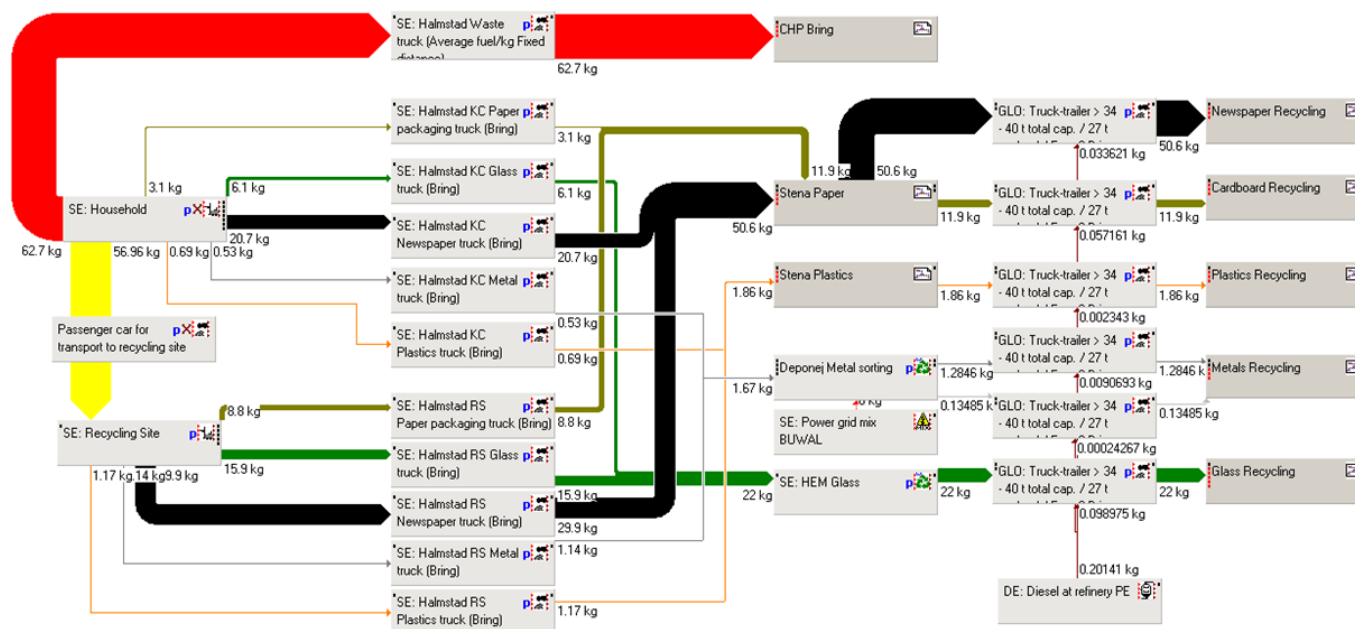
There are two simplifications in the model that have not been analysed and that affect the result. The first is that recycled material replaces virgin material to 100 %. This gives an advantage for the co-mingled system, again because of its higher recycling levels. The second is the composition of rejects. The content of most rejects are unknown. Especially for the MRF reject, it would be interesting to investigate what its actual content is. In the model it is assumed to be the collected materials with their respective ratios, but in reality it would be a mix of recyclable materials as well as other materials such as biodegradable waste. The reject in the Greenwich MRF increased when biodegradable waste was included as a separate fraction, which caused a higher contamination of the dry recyclables.

As a conclusion I would say that further study is needed. It is not clear which collection system is best from an environmental point of view. This primarily because of lack of information on both collection systems. The results from this thesis indicate that a co-mingled collection of recyclable materials performs similar to a bring collection system in the municipality of Halmstad with respect to global warming.

Bilaga 2 Flödesschema system 1 (Palm 2009)

Nedan redovisas flödesschema för system 1 från Palm 2009. Det är en viss skillnad mellan det system som beskrivs här och det som används i denna rapport. De är:

- Återvinningsprocessen är inte medräknad i systemen i denna rapport
- Mjukplast är inte medräknat som fraktion i Palm 2009



Bilaga 3 – Flödesschema system 2 (Palm 2009)

Nedan redovisas flödesschema för system 2 från Palm 2009. Det är en viss skillnad mellan det system som beskrivs här och det som används i denna rapport. De är:

- Återvinningsprocessen är inte medräknad i systemen i denna rapport
- Mjukplast är inte medräknat som fraktion i Palm 2009

