

Materialåtervinning av förpackningar och tidningar

– Kartläggning och klimatnyttoanalys baserat
på två fallstudier

Johanna Olofsson

Examensarbete 2014

Miljö- och Energisystem

Institutionen för Teknik och samhälle

Lunds Tekniska Högskola





LUNDS UNIVERSITET

Lunds Tekniska Högskola

Materialåtervinning av förpackningar och tidningar
Kartläggning och klimatnyttoanalys
baserat på två fallstudier

Johanna Olofsson

Examensarbete

Juni 2014

Dokumentutgivare, Dokumentet kan erhållas från LUNDS TEKNISKA HÖGSKOLA vid Lunds universitet Institutionen för teknik och samhälle Miljö- och energisystem Box 118 221 00 Lund Telefon: 046-222 00 00 Telefax: 046-222 86 44	Dokumentnamn
	Examensarbete
	Utgivningsdatum
	Juni 2014
	Författare
	Johanna Olofsson

Dokumenttitel och undertitel

Materialåtervinning av förpackningar och tidningar
Kartläggning och klimatnyttanalyser baserat på två fallstudier

Sammandrag

Med ökande avfallsmängder och nationella miljömål om en begränsad klimatpåverkan och giftfri miljö krävs en hållbar avfallshantering. Förpacknings- och tidningsavfall ska enligt producentansvar materialåtervinnas, och enligt nationella etappmål cirkuleras i resurseffektiva och giftfria kretslopp.

Detta arbete undersöker materialåtervinning av tidningar samt förpackningar av papper, metall, plast och glas från fyra skånska kommuner. Den klimatnytta som uppnås med materialåtervinning uppskattas med verktyget livscykelanalys, LCA. Resultaten visar att utsläpp av växthusgaser undviks jämfört med ett scenario där samtliga material förbränns eller deponeras. Olika antaganden om bland annat miljöpåverkan från elproduktion och användningsområden för återvunnet material påverkar resultaten.

Dagens materialåtervinning av förpackningar och tidningar skapar inte slutna kretslopp, vilket huvudsakligen beror på att en del material förstörs, att en del återvunnet material är av sämre kvalitet än jungfruligt och att en del material förloras i återvinningsprocesser. Materialåtervinning av bland annat pappers- och plastmaterial kan dessutom medföra risker för cirkulering och exponering av oönskade ämnen.

Materialåtervinning av förpackningar och tidningar utgör en viktig del i att uppnå kretslopp för material och bidrar till det nationella miljömålet om begränsad klimatpåverkan. För framtiden är det viktigt att följa upp resurseffektiviteten i återvinningssystemen och att kontinuerligt omvärdera risker för cirkulering av oönskade ämnen.

Nyckelord

Materialåtervinning, återvinning, LCA, kretslopp, avfall, avfallshantering, avfallshierarki, producentansvar

Sidomfång	Språk	ISRN
118	Svenska, sammandrag på engelska	LUTFD2/TFEM--14/5082--SE + (1-118)

Organisation, The document can be obtained through LUND UNIVERSITY Department of Technology and Society Environmental and Energy Systems Studies Box 118 SE - 221 00 Lund, Sweden Telephone: int+46 46-222 00 00 Telefax: int+46 46-222 86 44	Type of document
	Master thesis
	Date of issue
	June 2014
	Authors
	Johanna Olofsson

Title and subtitle

Recycling of newspapers and packaging material
 Mapping and analysis of climate benefits based on two case studies

Abstract

With growing waste streams from Swedish households and national environmental goals of limited climate impact and a poison free environment, sustainable waste treatment systems are essential. Newspaper and packaging materials are to be recycled according to producer responsibility, and reused in resource efficient and poison free cycles according to national goals.

This thesis investigates material recycling of newspapers and packaging material of paper, metals, plastics and glass from four Scanian municipalities. The climate benefits from material recycling are estimated using the methodology of life cycle assessment, LCA. Results show that greenhouse gas emissions are avoided compared to a scenario where all materials are burned with energy recovery or landfilled. Assumptions regarding climate impact from electricity production and the potential uses of recycled material, among other things, impact the results.

Today's recycling of newspaper and packaging material does not create closed material loops, mainly because materials are degraded, recycled materials are not of the same quality as virgin materials, and some material is lost in the recycling processes. Material recycling of paper and plastic material can result in risks of circulating unwanted substances and exposure of the same to humans and ecosystems.

Material recycling of newspapers and packaging material is an important part in creating cycles for materials and it contributes to the national environmental goal of limited climate impact. For future development it is important to follow up on the resource efficiency in the recycling systems, and to continuously re-evaluate the risks of circulating unwanted substances.

Keywords

Material recycling, recycling, cycle, waste, waste treatment, producer responsibility, life cycle assessment, LCA, waste hierarchy

Number of pages	Language	ISRN
118	Swedish, abstract in English	LUTFD2/TFEM--14/5082--SE + (1-118)

Förord

Detta examensarbete har utförts som avslutning på civilingenjörsutbildningen Ekosystemteknik på Lunds Tekniska Högskola under vårterminen 2014. Arbetet har utförts på avdelningen för Energi- och Miljösystem vid institutionen för Teknik och Samhälle på LTH, i samarbete med Hässleholm Miljö AB.

Upplägget för arbetet utformades utifrån ett initiativ från Hässleholm Miljö AB. För att utöka analysen inkluderades Närab, avfallsbolaget i Perstorps, Klippans och Örkelljungas kommuner.

Jag vill tacka alla på Hässleholm Miljö AB för själva idén till arbetet och ett mycket varmt mottagande från dag ett! Extra tack till min handledare Veronika Ekstrand och Dolores Öhman.

Stort tack även till Närabs Sandra Persson och Dan Waldemarsson, och till alla de personer som svarat på frågor och ställt upp på intervjuer. Arbetet hade inte gått att genomföra utan er hjälp.

Jag vill också tacka mina handledare på LTH, Eva Leire och Charlotte Retzner, som hjälpt till med utformningen av arbetet och bistått med kritiska ögon och en spännande arbetsplats under våren. Tack även till min examinator Pål Börjesson som hoppat in som LCA-expert med värdefulla råd och uppmuntran.

Slutligen stort tack till familj och vänner som uppmuntrat, lyssnat och läst.

Tack till alla inblandade som hjälpt mig att sammanställa mitt examensarbete!

Lund, juni 2014

Johanna Olofsson

Innehållsförteckning

INNEHÅLLSFÖRTECKNING	1
FÖRKORTNINGAR.....	3
1. INLEDNING	4
2. SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR.....	5
3. METOD OCH AVGRÄNSNINGAR.....	6
4. BAKGRUND.....	7
4.1 AVFALLSLAGSTIFTNING OCH STYRMEDEL	7
4.1.1 EU	7
4.1.2 Nationellt	7
4.1.3 Producentansvar och återvinningsgrader	10
4.1.4 Aktörer och ansvarsfördelning	12
4.1.5 Insamlingssystem	14
4.1.6 Återvinningsföretag.....	14
4.1.7 Sammanfattning	15
4.2 MATERIALÅTERVINNING	16
4.2.1 Tidningar	17
4.2.2 Pappersförpackningar.....	21
4.2.3 Metallförpackningar	23
4.2.4 Plastförpackningar.....	26
4.2.5 Glasförpackningar	32
4.2.6 Sammanfattning	35
4.3 LIVSCYKELANALYS	36
4.3.1 Faser och arbetssätt.....	36
4.3.2 Funktion, funktionell enhet och referensflöde	37
4.3.3 Systemgränser.....	37
4.3.4 Datatyper, datakällor och datakvalitetskrav	38
4.3.5 Inventering.....	38
4.3.6 Allokering	39
4.3.7 Miljöpåverkansbedömning	41
4.3.8 Tolkning.....	41

4.3.9 För- och nackdelar.....	42
4.3.10 LCA-problematik kopplat till avfallshantering och återvinning.....	43
4.3.11 Sammanfattning.....	45
5. UNDERSÖKNING – KARTLÄGGNING OCH ANALYS AV KLIMATNYTTA.....	46
5.1 KOMMUNER.....	46
5.1.1 Hässleholms kommun.....	47
5.1.2 Perstorps, Klippans och Örkelljungas kommuner.....	48
5.2 ANALYS AV KLIMATNYTTA MED LCA-METODIK.....	50
5.2.1 Definition av mål och omfattning.....	50
5.2.2 Systembeskrivning.....	54
5.2.3 Inventering.....	61
6. RESULTAT	64
6.1 KARTLÄGGNING AV AVFALLSSTRÖMMAR	64
6.1.1 Hässleholms kommun.....	64
6.1.2 Perstorps, Klippans och Örkelljungas kommuner.....	68
6.2 BERÄKNINGAR AV KLIMATNYTTA MED LCA-METODIK	71
6.2.1 Miljöpåverkansbedömning.....	71
6.2.2 Känslighetsanalys.....	74
6.2.3 Datakvalitet.....	80
6.2.4 Analys av beräkningar av klimatnytta.....	80
7. ANALYS OCH TOLKNING AV RESULTAT	86
8. DISKUSSION	92
9. SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER.....	97
10. REFERENSER	100
BILAGA 1 – DATAKÄLLOR.....	109
BILAGA 2 – PROCESSTRÄD OCH INVENTERINGSDATA.....	113
Tidningar.....	114
Pappersförpackningar.....	115
Metallförpackningar.....	116
Plastförpackningar.....	117
Glasförpackningar.....	118

Förkortningar

FE – funktionell enhet

FNI – fastighetsnära insamling

FTI – Förpacknings- och tidningsinsamlingen

HDPE – high density polyethylene, polyeten av hög densitet

ISO – International Organization for Standardization

IR – infraröd (strålning)

IVL – IVL Svenska Miljöinstitutet

KemI – Kemikalieinspektionen

LCA – livscykelanalys

LDPE – low density polyethylene, polyeten av låg densitet

NIR – nära infraröd (strålning)

SGÅ – Svensk Glasåtervinning

PC - polykarbonat

PE - polyeten

PET – polyetentereftalat

PP – polypropen

PS – polystyren

PVC – polyvinylklorid

SIS – Swedish Standards Institute

SMED – Svenska Miljöemissionsdata

WRAP – Waste & Resources Action Programme

ÅI – Återvinningsindustrierna

ÅVC – återvinningscentral

ÅVS – återvinningsstation

1. Inledning

Avfallsmängderna från svenska hushåll ökar och behovet och viljan att skapa hållbara samhällsstrukturer ställer allt högre krav på en miljömässigt, ekonomiskt och socialt hållbar avfallshantering. Det svenska generationsmålet anger att det till nästa generation ska lämnas över ett samhälle där dagens största miljöproblem är lösta, utan att detta skett på bekostnad av miljö och hälsa utanför Sveriges gränser. Målet innebär även en strävan efter god hushållning och resurseffektiva kretslopp för de naturresurser som samhället utnyttjar (Naturvårdsverket 2013 a). I realiteten är hållbara avfallssystem ibland svåra att definiera då återvinning och recirkulering av material ofta kräver insatser i form av energi och råvaror, och kan leda till att oönskade ämnen cirkuleras i kretsloppet istället för att fasa ut. För att finna hållbara lösningar på de miljöproblem som avfall kan medföra, krävs både kunskap och eftertanke.

De svenska kommunerna ansvarar för att hushållens avfall tas omhand på ett godtagbart sätt, men för vissa produkttyper finns ett lagstadgat producentansvar som innebär att producenter ansvarar för att upprätthålla och bekosta system för omhändertagande och återvinning av uttjänta produkter. Producentansvaret realiserar till stor del genom olika materialbolag och förpacknings- och tidningsinsamlingen, FTI AB, i samarbete med kommunerna (Naturvårdsverket 2012 a). Hushållen i sin tur ansvarar för att produkter som omfattas av producentansvar, däribland förpackningar och tidningar, sorteras ut från övrigt avfall så att ett miljömässigt riktigt omhändertagande möjliggörs (8 § förordning (1994:1205) om producentansvar för returpapper).

Den miljömässiga nyttan i olika system för återvinning kan bero på en rad faktorer, bland annat avfallens sammansättning, renheten i utsorterade fraktioner, behovet av energi- och materialinsatser vid återvinning och användningsområden för återvunnet material. En standardiserad metod för att analysera miljöpåverkan är livscykelanalys, LCA, som inkluderar alla delar av en livscykel för att ge en heltäckande bild av miljöpåverkan från en vara eller tjänst (Swedish Standards Institute, SIS 2006 a). Flera studier har visat att den *klimatmässiga* nyttan av att materialåtervinna olika material överstiger nyttan av energiutvinning av desamma, men beroende på vilka insatser som krävs för materialåtervinningen (och vilka mindre önskvärda ämnen som eventuellt cirkuleras) kan den uppnådda klimatnyttan bli olika stor. Trots att LCA standardiserats genom ISO 14040 och 14044 kräver metoden avvägningar, uppskattningar och förenklingar av verkligheten som medför en viss osäkerhet i resultaten. När metoden tillämpas på system för avfallshantering och återvinning uppkommer flera sådana problem, t.ex. hur man bör hantera det faktum att återvunnet material skulle kunna ersätta annat material i nya produkter, och att resultaten ofta blir mycket beroende av lokala förutsättningar för sortering, återvinning och användning av material.

De aspekter som måste vägas mot varandra för att ta fram miljömässigt motiverade och långsiktigt hållbara kretslopp och återvinningssystem är ibland svåra att överblicka, inte minst för de enskilda hushållen men även för kommuner och beslutsfattare. Analyser av specifika avfallsströmmar och återvinningssystem blir därför viktiga för att säkerställa att generella strategier och mål om miljömässigt nyttiga kretslopp och hanteringssystem uppfylls.

2. Syfte och frågeställningar

Syftet med denna uppsats är att kartlägga avfallsströmmar av förpacknings- och tidningsmaterial från två skånska avfallsbolag, Hässleholm Miljö AB och Nårab, och de kommuner som de är verksamma i. I syftet ingår även att med hjälp av LCA-metodik göra beräkningar av klimatnyttan i de olika systemen, för att förse avfallsbolagen med kunskapsunderlag inför framtida beslut, strategier, upphandlingar med mera.

Arbetet utgår från följande frågeställningar:

- Vilken klimatnytta innebär materialåtervinningssystemen för respektive avfallslag och kommun?
- Vilka skillnader finns mellan klimatnytta i de olika systemen för hantering av kommunernas avfall och varför?
- I vilka processer förloras material istället för att materialåtervinnas och varför?
- Vilka risker för cirkulering av oönskade ämnen finns i samband med återvinning?
- Hur kan återvinningssystemen förbättras för att uppnå en större miljö- och klimatnytta?

3. Metod och avgränsningar

I en litteraturstudie beskrivs materialåtervinningens roll och grunder i Europa och framförallt Sverige, samt tekniska lösningar, möjligheter, begränsningar och risker förknippade med återvinning av olika material. Även LCA-metodik presenteras i litteraturstudien med speciellt fokus på de delar som är särskilt relevanta i återvinningssammanhang.

Undersökningen fokuserar på förpackningar och tidningar från två skånska avfallsbolag; Hässleholm Miljö AB och Nårab, och de kommuner som de är verksamma i. Hässleholm Miljö AB är initiativtagare till projektet, och för att utöka analysen inkluderas Nårab. Skillnaderna mellan avfallsbolagens avtal för materialåtervinning av förpackningar och tidningar motiverar en jämförelse dem emellan. För att begränsa undersökningens omfattning inkluderas inte ytterligare avfallsbolag och kommuner.

Kartläggning av avfallsströmmar för förpacknings- och tidningsmaterial baseras på information från intervjuer med de två berörda avfallsbolagen, entreprenörer och återvinningsföretag.

Beräkningar av klimatnytta görs utifrån LCA-metodik enligt ISO 14040 och 14044. Data samlas in från de två berörda avfallsbolagen, anlidade entreprenörer, återvinningsföretag samt från litteratur. Uppgifter som behandlas är mängder avfall, transportsträckor samt transportmetoder och bränslen, förluster i samband med materialåtervinning, energi- och bränsleåtgång vid återvinning, användning av återvunnet material med mera. Analysen gör inte anspråk på att uppfylla samtliga krav i ISO-standarderna, utan görs som en översiktlig analys av de processer som ingår i återvinningssystemen.

Eftersom en fullständig LCA kräver ett mycket omfattande arbete måste begränsningar göras. Vid beräkningar fokuseras därför på den klimatpåverkan som uppstår och undviks när förpackningar och tidningar materialåtervinns istället för att förbrännas eller deponeras. Denna aspekt anses vara viktig och är vanlig då begreppet miljönytta diskuteras i samband med återvinning. Med begreppet klimatnytta avses de utsläpp av växthusgaser som undviks i samband med återvinning. Aspekter som inte inkluderas i klimatnyttoanalysen är exempelvis materialåtervinningens påverkan i kategorierna övergödning, försurning, ekotoxiska och humantoxiska effekter. I litteraturstudien tas vissa av dessa aspekter upp, bland annat total energianvändning och cirkulering av potentiellt skadliga ämnen, som komplement till klimatnyttoanalysen. Ytterligare avgränsningar i klimatnyttoanalysen presenteras i avsnitt 5.2 *Analys av klimatnytta med LCA-metodik.*

4. Bakgrund

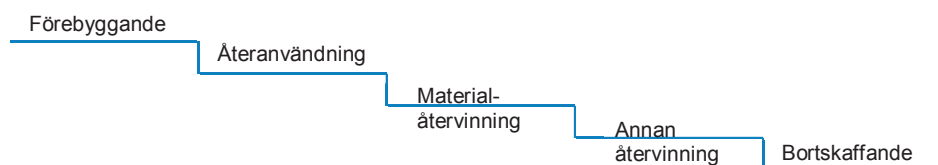
I följande avsnitt presenteras en teoretisk bakgrund om avfallshantering och materialåtervinning i Sverige och Europa, samt LCA-metodiken och dess tillämpningar inom avfallsområdet. Efter varje avsnitt om avfallslagstiftning och styrmedel, materialåtervinning samt livscykelanalys presenteras en mycket kortfattad sammanfattning av de viktigaste huvuddragen i avsnitten.

4.1 Avfallslagstiftning och styrmedel

I detta avsnitt presenteras aktuell lagstiftning på internationell och nationell nivå, samt relevanta styrmedel, mål och aktörer.

4.1.1 EU

Alla EU:s medlemsländer omfattas av Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/98/EG (EUT L 312, 19.11.2008), *ramdirektivet för avfall* eller *avfallsdirektivet*, som ska implementeras i nationell rätt. Direktivet innehåller bland annat en *avfallshierarki* (se figur 1) med riktlinjer för prioritering av förebyggande och behandlingsmetoder för avfall.



Figur 1. EU:s avfallshierarki med riktlinjer för prioritering av förebyggande och hantering av avfall (utifrån Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/98/EG).

Avfallshierarkin visar en prioriteringsordning för förebyggande och omhändertagande åtgärder kopplade till avfall, men utgör inget absolut beslutsunderlag. Enligt avfallsdirektivet ska de alternativ som ”ger bäst resultat för miljön som helhet” främjas, vilket innebär att hierarkin bör frångås ”när det är motiverat med hänsyn till livscykelstänkandet” (art. 4.2 Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/98/EG). Hierarkin ska tillämpas så att avfall i största möjliga mån undviks, och i allra sista hand bortskaffas genom exempelvis deponi. I ”annan återvinning” ingår t.ex. energiåtervinning.

4.1.2 Nationellt

I svensk lagstiftning regleras avfallsfrågor och implementeras EU:s avfallsdirektiv främst i 15 kap. miljöbalken (1998:808) och flertalet förordningar och föreskrifter, bl.a. avfallsförordning (2011:927) och flera förordningar om producentansvar för olika produktslag. Här återfinns definitionen av avfall (som harmoniserar med EU:s definition) i 1 § 15 kap. miljöbalken

(1998:808); ”Med avfall avses varje föremål eller ämne som innehavaren gör sig av med eller är skyldig att göra sig av med. (...)”. Producentansvaret i 6 § 15 kap. samma lag anger ”skyldighet för producenter att se till att avfall samlas in, transporteras bort, återvinns, återanvänds eller bortskaffas (...)”, och i 8 § 15 kap. samma lag finns den kommunala renhållningsskyldigheten:

”Varje kommun skall, om inget annat föreskrivs med stöd av 6 §, svara för att

1. Hushållsavfall inom kommunen transporteras till en behandlingsanläggning, om det behövs för att tillgodose såväl skyddet för människors hälsa och miljön som enskilda intressen, och
2. Hushållsavfall från kommunen återvinns eller bortskaffas.”

(SFS 1998:808)

Således ansvarar kommunerna för hantering av allt hushållsavfall som inte omfattas av producentansvar. I praktiken kan tillämpningen ske så att kommunen får i uppdrag att sköta insamlingen även av avfall som berörs av producentansvar, vilket sedan går till återvinning som finansieras av producenterna.

I samband med avfall och återvinning blir även miljöbalkens (1998:808) allmänna hänsynsregler i 2 kapitlet aktuella, och främst kretslopps- och hushållningsprinciperna i 5 § som säger att ”Alla som bedriver en verksamhet eller vidtar en åtgärd skall hushålla med råvaror och energi samt utnyttja möjligheterna till återanvändning och återvinning”. Denna princip ska främja slutna materialflöden där råvaror och material så långt som möjligt cirkuleras och återanvänds, och innebär exempelvis att producenter ska möjliggöra återvinning av produkter.

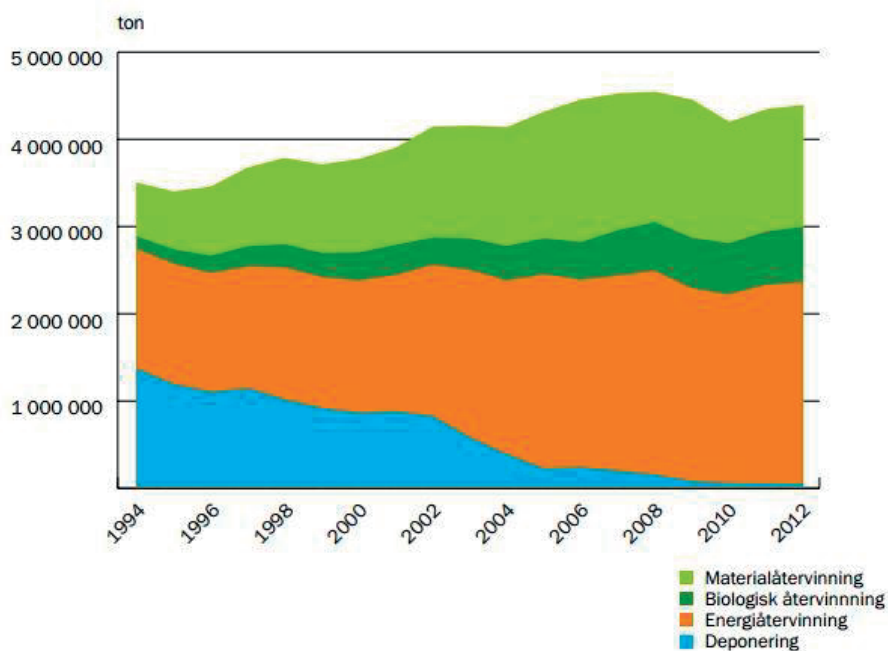
Nationella miljö kvalitetsmål

Kopplat till den svenska miljölagstiftningen har regeringen beslutat om ett tidigare nämnt generationsmål samt 16 nationella miljö kvalitetsmål och 19 etappmål (Naturvårdsverket 2013a). Av de 16 miljö kvalitetsmålen, som beskriver den miljö man vill uppnå i landet, är flera aktuella i samband med avfallshantering och återvinning, bl.a. målen om *begränsad klimatpåverkan*, *giftfri miljö* och *god bebyggd miljö*. För området *avfall* finns två etappmål om ökad resurshållning i byggsektor och livsmedelskedja, och för området *farliga ämnen* finns åtta etappmål, bland annat ett om giftfria och resurseffektiva kretslopp som anger att användning av återvunna material ska vara säker ur miljö- och hälsosynpunkt genom att farliga ämnen inte ska cirkuleras. För miljö kvalitetsmålet om begränsad klimatpåverkan finns ett etappmål som anger att Sveriges utsläpp av växthusgaser ska minska med 40 % från år 1990 till 2020 (Naturvårdsverket 2013 b).

Miljö kvalitetsmålet om god bebyggd miljö följs upp med ett flertal indikatorer, däribland återvinning av glas, metall, pappersförpackningar och plast, samt behandlad mängd hushållsavfall per år. Hushållsavfallsindikatorn används även i viss mån för att följa upp målen om begränsad klimatpåverkan och giftfri miljö (Naturvårdsverket 2013 a). Vid uppföljningen av miljö kvalitetsmålen och etappmålen 2013 bedömdes inget av målen om begränsad klimatpåverkan, giftfri miljö och god bebyggd miljö kunna nås till 2020 med dagens styrmedel. Man konstaterade bland annat att avfallsmängderna från hushållen ständigt ökar, bortsett från ett trendbrott i samband med lågkonjunkturen 2008, och att

materialåtervinningen av hushållsavfall minskade från 36 % år 2009 till 33 % år 2011 (Naturvårdsverket 2013 b).

Trots ovan nämnda negativa prognoser är avfallspolitiken i ständig utveckling. Avfallsmängderna har länge ökat i takt med den ekonomiska tillväxten och behandlingen har samtidigt förändrats. Figur 2 visar behandlade mängder hushållsavfall under 1994-2012, och illustrerar bland annat hur deponiförbud för brännbart och organiskt avfall (förordning (2001:512) om deponering av avfall) lett till en minskning av deponering av hushållsavfall och att återvinningen av material och energi ökat.



Figur 2. Behandlad mängd hushållsavfall 1994-2012 (Avfall Sverige Utveckling 2013 a).

Avfallsutredningen

I augusti 2012 presenterades avfallsutredningens slutbetänkande i *Mot det hållbara samhället – resurseffektiv avfallshantering* med en översyn av avfallshanteringen i Sverige. Speciellt utreddes ansvarsfördelningen för hushållsavfall, förpackningar och returpapper, och i sitt betänkande lade utredningen bland annat fram ett förslag om att flytta ansvaret för insamling av material som berörs av producentansvar, från producenterna till kommunerna. Producenterna skulle då betala en schablonavgift som bekostar kommunernas arbete, och det källsorterade materialet levereras till godkända aktörer. Producenterna ska ansvara för att produkter ingår i ett eller flera på förhand godkända insamlingssystem, FGI (vilket föreslogs redan 2008, se prop. 2007/08:129), för återanvändning eller återvinning, och endast nationellt godkända aktörer får sköta sådana system (Avfallsutredningen 2012). I förslaget ska kommunerna även stå för information till allmänheten och rapportera statistik över insamlingen, ett ansvar som ansetts svårtolkat i vissa fall (Sköldqvist 2013). Utredningen betonar även vikten av att skapa system som är enkla för enskilda medborgare att förstå och använda, att förpackningar designas med avfallshanteringen i åtanke och att ansvarsfördelningen mellan olika aktörer är tydlig (Avfallsutredningen 2012). En avfallsproposition väntas nu från regeringen och i januari 2014 tillsattes ytterligare en arbetsgrupp för att utreda ”hur kretsloppsfrågan ska hanteras i framtiden”. Förslag väntas under sommaren 2014 (Miljödepartementet 2014).

4.1.3 Producentansvar och återvinningsgrader

Producentansvar infördes första gången i renhållningslagen (1979:596) med syfte att främja en mer miljöanpassad varuproduktion genom att ge producenter incitament att minska materialflöden (förebygga avfall), minska förekomst av farliga ämnen i produkter och öka möjligheten att återvinna desamma, redan vid produktutvecklingen (Prop. 1997/98:45). Det finns dock inget krav på producenter att själva använda återvunnet material i nya produkter (Michanek & Zetterberg 2008). Att införa ett sådant krav som komplement till producentansvaret kan diskuteras, men vissa menar att det skulle vara ett ineffektivt styrmedel för att förbättra och öka återvinningen av material (se t.ex. fallet med aluminium, Rombach 2012 och Frees 2008).

Producentansvar och mål för återvinning

Producentansvar vänder sig till producenter och med dessa avses enligt 4 § 15 kap. miljöbalken (1998:808) både de som yrkesmässigt tillverkar en produkt, och de som för in produkten till eller säljer den i Sverige. Producentansvar finns för returpapper i förordning (1994:1205) om producentansvar för returpapper, *returpappersförordningen*, och för förpackningar i förordning (2006:1273) om producentansvar för förpackningar, *förpackningsförordningen*, samt för däck, bilar, batterier, elektriska och elektroniska produkter inklusive glödlampor och vissa belysningsarmaturer, läkemedel samt radioaktiva produkter och herrelösa strålkällor (Naturvårdsverket 2012 a). I förordningarna om producentansvar för returpapper respektive förpackningar anges återvinningsmål för produktslagen. För returpapper är sedan 2005 ett uttalat syfte med producentansvaret att producenterna ska se till att

”75 viktprocent av de tidningar som konsumeras i Sverige samlas in som returpapper för att materialåtervinnas eller tas om hand på ett annat miljömässigt godtagbart sätt.”

(1 § Förordning (1994:1205) om producentansvar för returpapper).

Producentansvaret för förpackningar syftar till att uppnå olika återvinningsmål för förpackningar av olika materialslag, däribland att:

- 60 % av allt förpackningsavfall ska återvinnas, varav minst 55 % materialåtervinning
 - 70 % av metallförpackningar (undantaget dryckesförpackningar) ska materialåtervinnas
 - 65 % av förpackningar av papp, papper, kartong och wellpapp ska materialåtervinnas
 - 70 % av plastförpackningar (undantaget dryckesförpackningar) ska återvinnas, varav minst 30 % materialåtervinning
 - 70 % av glasförpackningar ska materialåtervinnas
- (3 § Förordning (2006:1273) om producentansvar för förpackningar).

Utifrån dessa mål har återvinningsgrader rapporterats med varierande resultat. Återvinningsgrader för år 2011 rapporterades med följande resultat för valda material- och produktgrupper (Naturvårdsverket 2013 c):

- 81 % av allt förpackningsavfall återvanns, varav 55¹ % materialåtervanns (Naturvårdsverket 2012 b)
- 69 % av metallförpackningar (undantaget dryckesförpackningar) materialåtervanns
- 76 % av förpackningar av papp, papper, kartong och wellpapp materialåtervanns
- 44² % av plastförpackningar återvanns (Naturvårdsverket 2012 b), varav 28 % materialåtervinning
- 92 % av glasförpackningar materialåtervanns

Det övergripande målet om återvinning av förpackningar uppnås med marginal, och målet om materialåtervinning av förpackningar uppnåddes precis år 2010. För förpackningar av glas uppfylls målet om materialåtervinning med god marginal, 92 % återvinns jämfört med målet om 70 %. Återvinningsmålen för plastförpackningar nåddes inte 2010, då 44 % återvanns jämfört med målet om 70 %, och inte heller målet om materialåtervinning nåddes då 28 % materialåtervanns jämfört med målet om 30 %. Av metallförpackningar (undantaget dryckesförpackningar) materialåtervanns 69 % vilket inte nådde målet om 70 %.

Metallförpackningar består dessutom av både aluminium- och stålförpackningar, och medan materialåtervinningsgraden för stål var 82 % 2010, var den för aluminium endast 23 % (Naturvårdsverket 2012 b). Av förpackningar av papp, papper, kartong och wellpapp materialåtervanns 76 %, vilket uppfyller målet om 65 % (Naturvårdsverket 2013 c). Senast insamlingsgraden för returpapper kunde rapporteras var 2009, och med 91 % uppfyllde den då målet om 75 % materialåtervinning med god marginal (Naturvårdsverket 2012 b, s. 69).

Uppföljning och rapportering

Hur återvinningsgrader mäts och rapporteras är omtvistat. Rankin (2011) skiljer på insamlingsgrad (*recovery rate*) som relaterar insamlade mängder till mängder på marknaden, teknisk återvinningsgrad (*technical recovery rate*) där mängden återvunnet material relateras till mängden insamlat material, återvinningsgrad (*recycling rate*) där mängden återvunnet material relateras till mängden material på marknaden och slutligen *return rate*, som mäter andelen återvunnet material av den totala användningen av material (återvunnet och jungfruligt sammanlagt).

De insamlade mängderna som rapporteras kan ibland innehålla väsentliga mängder felsorterat avfall som vägs in i mängden levererat material. Ett exempel är plast, där VD:n för det svenska återvinningsföretaget Swerec AB menar att den mängd plastavfall som levereras till företaget kan innehålla både stora mängder av annat avfall och föroreningar som grus och snö från omlastningsaktiviteter (Dahlén & Vukicevic 2009). År 1999 användes ca 50 % av det plastmaterial som samlats in till materialåtervinning, medan resterande 50 % gick till förbränning. Förklaringen till att återvinningsgraden år 1999 rapporterades som 34 % var att 16 % av den totala mängden plastförpackningar materialåtervanns i Plastkretsens regi,

¹ Data för 2010

² Data för 2010

och 18 % ingick i branschspecifika återanvändningssystem i form av bryggeribackar, bageri- och postlådor och liknande (Carlsson 2002).

För återvinningsgraden, eller snarare insamlingsgraden, av glasförpackningar uppstår skillnader beroende på om man jämför mängden återvunnet material med den mängd glas som omfattas av det svenska producentansvaret, eller med den totala mängd glas som källsorteras till återvinning i landet (mer om detta i avsnitt 4.1.4 *Aktörer och ansvarsfördelning* nedan). Så som man beslutat att rapportera återvinningsgraden, baserat på de svenska producenternas och återförsäljarnas produkter, uppnås 92 % materialåtervinning enligt ovan. År 2006 var motsvarande siffra 95 %, som då kunde jämföras med den återvinningsgrad på 73 % som blev resultatet då den återvunna mängden glas jämfördes med de svenska producenternas produkter, samt de glasförpackningar som importerats till Sverige av privatpersoner (ca 50 000 ton år 2006) (Naturvårdsverket 2006).

4.1.4 Aktörer och ansvarsfördelning

I praktiken finns flera tillvägagångssätt för producenterna som berörs av producentansvar att uppfylla sina åtaganden, och ett vanligt sätt är att bilda s.k. materialbolag som organiserar insamlingssystemen och andra producentenskyldigheter, som t.ex. information till hushåll (Naturvårdsverket 2005). På förpackningssidan finns bland annat fyra stora materialbolag; Plastkretsen, Svenska Metallkretsen AB, Returkartong AB och Svensk Glasåtervinning AB, och för returpapper finns Pressretur AB. De fyra bolagen Plastkretsen, Metallkretsen, Returkartong och Pressretur äger gemensamt Förpacknings- och tidningsinsamlingen, FTI AB, och sedan 2007 har FTI ansvaret för den operativa verksamheten för alla bolagen utom Pressretur. Svensk Glasåtervinning, SGÅ, har ett nära samarbete med FTI men är inte delägare. Samtliga materialbolag drivs i syfte att uppfylla de åtaganden som åläggs producenter av förpackningar och tidningar genom producentansvar, och de drivs utan vinstintresse (FTI AB 2013 a). Detsamma gäller för FTI, som bland annat driver ca 6000 återvinningsstationer i Sverige där förpackningar och tidningar kan lämnas för återvinning (FTI AB 2013 b).

Varken Plastkretsen, Metallkretsen eller Returkartong har någon person anställd i bolaget, och de ägs av olika producenter av förpackningar för respektive materialslag (FTI AB 2013 a). Pressretur har en anställd och ägs av tre stora pappersproducenter; Stora Enso, SCA och Holmen, som tar emot och återvinner det pappersmaterial som samlas in (Pressretur AB 2013). SGÅ ansvarar för insamling av alla glasförpackningar i Sverige och återvinner materialet på en anläggning i Hammar i Närke (FTI AB 2013 a).

Sedan 2006 finns även TMR AB, som liksom FTI och materialbolagen erbjuder tjänster för förpackningsproducenter som ska uppfylla sitt producentansvar. TMR är privatägt och erbjuder bland annat insamling från hushåll och företag, genom samarbete med olika avfallsbolag och återvinningsföretag. Man har även ett utnyttjandeavtal med FTI som gör att TMR:s kunder kan lämna avfall på FTI:s återvinningsstationer (TMR 2013).

Kommunernas del i producentansvaret

Producentansvar innebär ett ansvar för producenter av en viss typ av produkt att tillhandahålla insamlings- och återvinningssystem, men det utesluter inte nödvändigtvis inblandning av landets kommuner. När det gäller insamling av förpackningar säger förpackningsförordningen (2006:1273) att de som innehar förpackningsavfall ska lämna detta i det system som tillhandahålls av producenterna eller av kommunen (28 §), och materialet transporteras sedan vidare av antingen producenterna eller av kommunen. När det gäller returpapper säger returpappersförordningen (1994:1205) att material måste lämnas i de system som producenterna tillhandahåller (5 §), och material transporteras vidare av producenterna (6-6 a §). Enligt branschorganisationen Avfall Sverige ska detta tolkas som att kommunerna har möjlighet att ordna egna insamlingssystem för förpackningar men inte för returpapper. Kommunerna kan dock, på producenternas uppdrag, åta sig ansvaret att sköta producenternas insamlingssystem mot betalning, och då som en kommunal affärsverksamhet. Hur detta organiseras påverkar om kommunen kan ta ut en avgift i avfallstaxan för arbetet (då kommunen tillhandahåller insamlingssystemen), eller om de kan ta ut en serviceavgift (då producenterna tillhandahåller insamlingssystemen, oavsett om kommunerna sköter dem) (Avfall Sverige 2010).

Frågan om kommunernas roll i insamling av returpapper är högst aktuell i Skåne, där bland annat Lunds kommun har valt att avstå avtal med FTI om returpappersinsamling och återvinning eftersom världsmarknaden erbjuder ett högre pris för återvunna tidningar än de svenska pappersbruken (Returpapper guld värt för Lundaborna 2011). Även utsorterade glasförpackningar har utgjort en källa för konflikt. Alla glasförpackningar som samlas in för återvinning hanteras av Svensk Glasåtervinning AB, SGÅ. I det svenska insamlingssystemet hamnar av naturliga skäl även glasförpackningar som importerats till Sverige av privatpersoner, och som därmed inte omfattas av producentansvaret. Till skillnad från vissa andra materialslag som exempelvis metaller, finns inget stort ekonomiskt värde i utsorterade glasförpackningar, och producenternas ekonomiska ansvar är väsentligt för SGÅ som återvinner glaset (Rune 2005). Med bakgrund av detta inkom 2006 en motion som vädjade till riksdagen att ta ställning till problematiken med privatinförsel av glasförpackningar, och finansieringen av återvinningen av dessa (Larsen & Persson 2006). Det beslutades att kommunerna själva skulle hantera och bekosta återvinningen av det importerade glaset, t.ex. genom att sluta avtal med SGÅ om omhändertagandet, och att de skånska kommunerna skulle betala mer än andra eftersom den största delen av det importerade glaset ansågs komma härifrån (Tomglas från privatimport kan bli dyrt 2007, Skåne får betala dyrt för tomglas 2007).

4.1.5 Insamlingssystem

Kommunerna har som tidigare konstaterats ansvar för det hushållsavfall som inte omfattas av producentansvar, medan insamling av material som omfattas av producentansvar inte ingår i kommunens skyldigheter (eller rättigheter när det gäller returpapper). Oavsett vem som ansvarar för insamlingen av materialet kan insamlingssystemet organiseras på olika sätt. Många hushåll erbjuds fastighetsnära insamling, FNI, av både brännbart avfall och matavfall, samt olika fraktioner för materialåtervinning, vilket kan bidra till att större mängder material sorteras ut för återvinning. Hushållens sortering kan ske i tunnor med flera fack, t.ex. så kallade fyrfackskärl (tunnor med fyra fack), eller enligt andra system, t.ex. i olikfärgade påsar som sedan sorteras genom optisk avläsning (Avfall Sverige 2014). Hämtningen sker ofta med traditionella baklastade sopbilar, och flerfackskärl kan tömmas direkt i speciella fordon med flera fack. Modernare former av insamling och hämtning är sopsug och underjordsbehållare som båda bidrar till minskade transportbehov (Avfall Sverige 2012).

Kommunerna tillhandahåller även bemannade återvinningscentraler, ÅVC, där hushållen kostnadsfritt kan lämna grovavfall, elavfall och farligt avfall, och i vissa fall även andra typer av hushållsavfall som plast, papper, metall m.m. Ofta finns även möjligheten för verksamheter att utnyttja ÅVC mot en avgift. I Sverige fanns 630 ÅVC:er år 2012. Producenterna erbjuder i sin tur ett system med återvinningsstationer, ÅVS, där man tar emot förpackningar och tidningar enligt producentansvarets bestämmelser. Dessa avfallsslag kan allt oftare lämnas i system som erbjuds av kommunerna, bl.a. vid FNI, enligt resonemangen ovan. I Sverige fanns 5800 ÅVS:er år 2012 (Avfall Sverige 2012).

4.1.6 Återvinningsföretag

För återvinning av det insamlade materialet har FTI AB avtal med olika återvinningsföretag. Returpapper går till ett av fem svenska pappersbruk (FTI AB 2013 c):

- Bravikens pappersbruk (Holmen AB), tillverkning av tidnings-och katalogpapper,
- Hylte bruk (Stora Enso AB), tillverkning av tidningspapper,
- Edet bruk (Svenska Cellulosa Aktiebolaget, SCA AB), tillverkning av hygienprodukter av mjukpapper,
- Jönköpings bruk (SCA AB), tillverkning av hygienprodukter av mjukpapper,
- Katrinefors bruk (Metsä Tissue AB), tillverkning av hygienprodukter av mjukpapper.

Pappersförpackningar levereras till Fiskeby Board AB i Norrköping, eller till pappersbruk runt om i Europa och södra Asien. Metallförpackningar av aluminium levereras till Stena Aluminium AB i Älmhult, eller till olika anläggningar i Europa. Metallförpackningar av stål återvinns hos Ovako Bar AB (tidigare Fundia) i Smedjebacken, eller skickas till företag i Tyskland. Plastmaterial skickas för sortering till Swerec AB i Lanna, Småland, eller till företag i exempelvis Tyskland, t.ex. finns ALBA Group i Braunschweig och DELA GmbH i Beckum, Tyskland, och sorterat material säljs sedan vidare till företag som använder det som plastråvara. Glasförpackningar skickas som tidigare nämnts till SGÅ AB i Hammar, Närke (FTI AB 2013 c).

4.1.7 Sammanfattning

På EU-nivå placeras materialåtervinning som tredje prioriterade behandlingsalternativ i avfallshierarkin, efter förebyggande och återvinning men innan energiåtervinning och deponi. I Sverige styrs återvinningen av förpackningar och tidningar av producentansvarslagstiftning, men även flera av de nationella miljökvalitetsmålen och etappmålen berörs av materialåtervinning. Själva insamlingen av förpacknings- och tidningsfraktioner kan organiseras på olika sätt, bland annat genom att kommunerna erbjuder fastighetsnära insamling. De flesta kommunerna har avtal med FTI AB för omhändertagande av materialet, men avtal med TMR AB är också en möjlighet.

Återvinningsgrader för förpackningar och tidningar rapporteras kontinuerligt, och visar att bland annat att målen för materialåtervinning av plastförpackningar och aluminiumförpackningar har varit de svåraste att nå.

4.2 Materialåtervinning

I följande avsnitt presenteras begreppet materialåtervinning och för respektive materialslag presenteras tekniker, aktörer, rapporterad klimatnytta och eventuella risker för cirkulering av oönskade ämnen i samband med återvinning. Fokus ligger på materialåtervinningens tekniska möjligheter och begränsningar, och avsnitten om cirkulering av oönskade ämnen ska inte ses som en fullständig utvärdering av området utan som en inblick i tänkbara risker.

Enligt EU:s avfallshierarki (figur 1) är materialåtervinning det prioriterade behandlingssättet efter förebyggande och återanvändning av avfall. EU:s ramdirektiv för avfall definierar materialåtervinning som

”varje form av återvinningsförfarande genom vilket avfallsmaterial upparbetas till produkter, material eller ämnen, antingen för det ursprungliga ändamålet eller för andra ändamål; det omfattar upparbetning av organiskt material men inte energiåtervinning och upparbetning till material som ska användas som bränsle eller fyllmaterial”
(Art 3.17 Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/98/EG).

I returpappersförordningen (1994:1205) används termen materialåtervinning för återvinningsmålet, men i förpackningsförordningen (2006:1273) anges istället termen materialutnyttjande, som definieras som:

”en upparbetning i en produktionsprocess av ett avfallsmaterial till materialets ursprungliga ändamål eller till andra ändamål. En sådan upparbetning med biologisk behandling ska vid tillämpningen av förordningen anses vara ett materialutnyttjande. Vid tillämpningen av denna förordning ska energiutvinning inte anses vara ett materialutnyttjande.”
(10 § förordning (1994:1205) om producentansvar för returpapper).

I båda fallen gäller att användning av avfallsmaterial som bränsle inte utgör materialåtervinning eller materialutnyttjande. För båda definitionerna gäller också att materialet kan upparbetas till materialets ursprungliga ändamål eller till andra ändamål. Här används termen materialåtervinning som synonym till materialutnyttjande.

Vanliga fördelar med materialåtervinning är energibesparingar, minskad användning av jungfruliga material och därmed mindre avfall till följd av relaterade processer, och minskade mängder avfall till deponi (Rankin 2011). Hur återvunna material kan användas begränsas dels av tekniska egenskaper relaterade till materialens natur, t.ex. hur de degraderas vid användning och återvinning, men även av marknadsmekanismer och vissa administrativa styrmedel. Ett exempel på det senare är att förpackningar av plast som ska komma i kontakt med livsmedel får tillverkas av ett antal monomerer och utgångsämnen som regleras av EU genom Kommissionens direktiv 2002/72/EG av den 6 augusti 2002 om material och produkter av plast som är avsedda att komma i kontakt med livsmedel (EGT L 220, 15.8.2002). I samma direktiv finns bestämmelser om gränsvärden för migration från plasten,

det vill säga utsläpp från plasten till exempelvis livsmedel som förpackas. Enligt Livsmedelsverket (2013) finns idag väldigt få livsmedelsförpackningar av återvunnen plast på marknaden, med undantag för PET-flaskor gjorda av återvunnen PET. I Storbritannien återvinner företaget Closed Loop Recycling PET- och HDPE-flaskor till nya livsmedelsförpackningar genom en reningsprocess som inkluderar upphettning av materialet, och för PET ingår även ett steg där det yttersta plastlagret fräts bort med kaustiksoda för att eliminera eventuella föroreningar som kan ha absorberats i plasten (Closed Loop Recycling 2014). Det pågår även projekt och undersökningar för att ta fram återvunnen polypropen, PP, som uppfyller ovanstående EU-krav för plast i kontakt med livsmedel (Waste & Resources Action Programme, WRAP 2014). För papper finns inte samma restriktioner och förpackningar av återvunnet material kan förekomma, även om riskerna förknippade med detta till stor del är okända (Livsmedelsverket 2013).

Livscykelanalys, LCA, som beskrivs närmre i avsnitt 4.3 *Livscykelanalys*, kan användas för att beräkna och jämföra miljöpåverkan från olika alternativ för avfallshantering. För kommuner och andra intressenter finns mer eller mindre färdiga modeller som kan användas för att utreda hur avfall hanteras på bästa sätt med minsta miljöpåverkan. Exempel på sådana modeller är Integrated Waste Management-2 (IWM-2), IWM Canada, ORWARE (*organic waste research*), WISARD och LCA-IWM (Björklund, Finnveden & Roth 2011). Fördelen med LCA som metod och arbetssätt är att miljöpåverkan från en produkts eller tjänsts hela livscykel beaktas och den erbjuder på så sätt en heltäckande kartläggning och tolkning av miljöpåverkande processer. Likväl finns en rad nackdelar och svårigheter med LCA, inte minst i samband med avfallsanalyser, och dessa presenteras i avsnitten 4.3.9 *För- och nackdelar* och 4.3.10 *LCA-problematik kopplat till avfallshantering och återvinning*.

4.2.1 Tidningar

Pappersfibrer består av biomassa, ett biologiskt material som skapats av levande organismer. Fibrerna består till största delen av långa, linjära molekyler av cellulosa som i trä binds samman av lignin (Rankin 2011). Historiskt sett har papper tillverkats av olika råvaror som bomull, lin, bark, hampa, jute och halm (McKinney 1995 a) men idag används uteslutande trä i den svenska pappersindustrin, och i de nordiska länderna används ofta gran vars fibrer lämpar sig väl för papperstillverkning (SCA AB 2010).

Vid tillverkning av papper används kemisk pappersmassa, där fibrer frigjorts med hjälp av kemikalier, eller mekanisk massa, där fibrer frigjorts mekaniskt. I en mekanisk slipmassa slipas trä så att de individuella fibrerna frigörs i en vattenblandning, och i en termomekanisk massa flisas träet innan det upphettas och fibrer kan frigöras mekaniskt. Även i en kemisk massa, så kallad sulfatmassa, flisas träet och hettas upp innan kemikalier tillsätts som löser upp bindemedlet lignin så att individuella fibrer frigörs (SCA AB 2010). Under 2011 utgjorde kemisk massa 47 % av råvaran till papperstillverkningen i Sverige, mekanisk och halvmekanisk massa utgjorde tillsammans 30 %, returpappersmassa 12 % och fyllnads- och bstrykningsmedel 11 % av råvarorna. För papperstillverkningen vid europeiska pappersbruk utgjorde returpappersmassa 44 % av råvarorna och fyllnads- och bstrykningsmedel 15 % (Skogsindustrierna 2013). Tillverkning av olika typer av pappersmassa kräver olika mycket energi per ton massa och i många fall används också olika typer av energikällor för tillverkning av olika massor (Laurijssen et al. 2010).

När papper tillverkas tillsätts bland annat lera, krita, färg (McKinney 1995 b), och källsorterat papper innehåller således mer än bara pappersfibrer. Vilka föroreningar som anses allvarliga

bestäms av vilka användningsändamål som återvunna fibrer ska fylla men generellt sett har större partiklar större påverkan på fiberstrukturen i papper än små partiklar (McKinney 1995 b), och olika typer av adhesiva (vidhäftande) partiklar utgör ofta problem i återvinningsprocesser (McKinney 1995 b, Skogssverige 2014). Av denna anledning ska inte papper med lim, t.ex. kuvert, lämnas med returpapper (FTI AB 2014 f). Till vilken grad inkommande returpapper renas från föroreningar bestäms av användningsområdet (och avsättningen) för materialet (McKinney 1995 b).

Materialåtervinning av tidningar

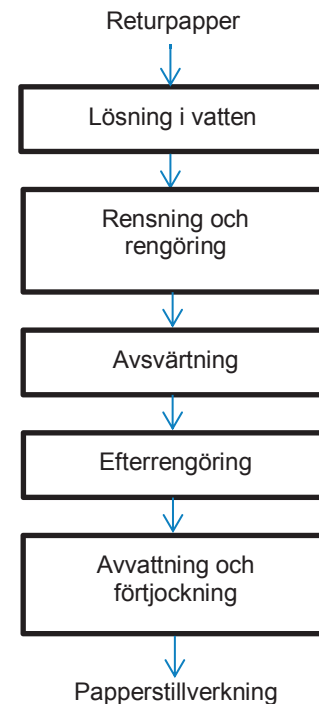
Återvinningsprocessen för papper kan se olika ut vid olika bruk men den består ofta av ett antal vanliga processer:

- finfördelning av material och upplösning av pappersfibrer och färgpartiklar,
- grov kontroll och rengöring där större föroreningar tas bort,
- eventuell avsvärtning där tryckfärg tas bort med hjälp av kemikalier, t.ex. natriumstearat eller natriumhydroxid, och ett flotations- eller rengöringssteg,
- efterrengöring där vax, klister och andra plastiska ämnen tas bort genom upphettning, *varmdefibrering*, och
- avvattnings och förtjockning i en upphettningsprocess

innan massan kan användas för papperstillverkning (Bajpai 2014, McKinney 1995 b, Skogssverige 2014, Turvey 1995). En typisk återvinningsprocess illustreras i figur 3. Enligt Skogssverige (2014) är typiska data för energiförbrukning i samband med återvinningsprocesserna (per ton pappersmassa ut):

- uppslaggning och grovrening 55 kWh/ton
- silning och virvelrening 85 kWh/ton
- avsvärtning 45 kWh/ton
- varmdefibrering 40 kWh/ton

Utöver dessa delar tillkommer energianvändning vid olika reningsprocesser och sammantaget uppskattas den totala energiåtgången vara mellan 250 och 400 kWh/ton (Skogssverige 2014). Vid produktion av papper från träråvara, och speciellt vid tillverkning av kemisk pappersmassa, uppstår spillvärme och restprodukter som kan användas för att förse tillverkningsprocessen med energi och ånga. Vid återvinning av returpapper uppstår inte samma tillgång till bioenergi och värme, och andra energikällor måste användas (Bajpai 2014, Laurijssen et al. 2010).



Figur 3. Typiska processer vid återvinning av returpapper, baserat på McKinney (1995) och Skogssverige (2014).

Vid avsvärtningen löser kemikalier upp svärtan som sedan förs till ytan genom att luftbubblor strömmar genom massan i en flotationsprocess (SCA AB 2010), eller renas bort i en rengöringsprocess (Bajpai 2014). När returpapper genomgår denna process uppskattas att mellan 11% (FTI AB 2014 f) och 20 % (SCA AB 2010) av fibrerna förloras och tas ut som rejekt. Andra uppskattningar av förlusterna i återvinningsprocessen är 10-20 % (Skogssverige 2014), 11 % (Rigamonti, Grosso & Sunseri 2009) och 11,9 % (varav 10 % under avsvärtningsprocessen) (Laurijssen et al. 2010). Beroende på det återvunna materialet krävs olika typer av kemikalier för avsvärtningsprocessen, och inblandning av papper med lasertryck försvårar processen och kräver ytterligare kemikalier. Slam och vatten från avsvärtningsprocessen kan innehålla metaller från tryckfärgen och även dioxiner (Bajpai 2014).

Allt returpapper går inte igenom en avsvärtningsprocess men när avsvärtning sker står detta för den största kemikalieåtgången i återvinningsprocessen. En del papper bleks även för att uppnå rätt färgton, bland annat med hjälp av syre, diväteperoxid eller ozon (SCA AB 2010). Generellt gäller att tidningspapper som ska användas för att tillverka nytt tidningspapper går igenom en avsvärtningsprocess, medan blandat papper som ska användas för tillverkning av exempelvis kartong, inte avsvärtnas (Bajpai 2014).

Möjligheter och nytta med återvinning av tidningar

Papper kan inte återvinnas hur många gånger som helst beroende på att cellväggar och därmed fibrer bryts ned. Därför är återvunnen pappersråvara av sämre kvalitet än jungfrulig, om den inte kontinuerligt blandas med jungfruliga fibrer (Rankin 2011). En pappersfibrer kan återvinnas upp till sju gånger (SCA AB 2010, FTI AB 2014 f) men vissa menar att det är mer rimligt att anta tre till fem återvinningscykler (Virtanen & Nilsson 1993) innan fibern är utsliten. Olika faktorer som påverkar hur pappersfibrer kan återvinnas är ursprunglig massatyp, ursprungliga tillverkningsprocesser, användningsområde och användningsfas, återvinningsprocesser med mera (Rankin 2011, Howard 1995). Hur pappersmassan tillverkats påverkar hur fibrerna påverkas och slits vid papperstillverkning och i återvinningsprocesser (Bajpai 2014).

Flera studier har visat att materialåtervinning av papper är att föredra framför energiutvinning och andra behandlingsalternativ, men även att antaganden om vilka energikällor som utnyttjas vid nyttillverkning och återvinning kan påverka hur materialåtervinning och energiåtervinning jämförs med avseende på klimatpåverkan (när det gäller resursanvändning överväger materialåtervinningens fördelar). Många studier visar att om pappersförbränning ersätter förbränning av fossila bränslen, och om återvinningsprocesserna utnyttjar fossila bränslen, kan återvinning av papper orsaka större utsläpp av koldioxid än alternativet med nyproduktion och förbränning (McKinney 1995 c, Blum, Denison & Ruston 1998, Finnveden & Ekvall 1998, Björklund & Finnveden 2005, WRAP 2010). Det finns dock studier som visar att materialåtervinning av papper är att föredra oavsett dessa omständigheter (Merrild, Larsen & Christensen 2012). Transporter påverkar sällan resultaten (Finnveden & Ekvall 1998, Merrild, Larsen & Christensen 2012) men antaganden om hur många gånger pappersmaterial återvinns kan ha betydelse för hur stor miljönytta som uppnås med materialåtervinning (Nyland et al. 2003).

Rigamonti, Grosso & Sunseri (2009) uppskattar att återvinning av ett ton papper ger upphov till besparingar motsvarande mellan 430 kg CO₂-ekvivalenter (baserat på 70 % total återvinningsgrad i systemet och ersättning av mindre än motsvarande mängd jungfrulig

råvara) och 625 kg CO₂-ekvivalenter (baserat på 86 % total återvinningsgrad i systemet och ersättning av motsvarande mängd jungfrulig råvara).

En studie av Merrild, Damgaard & Christensen (2008) visade att valet av återvinningsteknik tillsammans med valet av data för vald teknik och för ersatt jungfrulig råvara, påverkar resultatet för materialåtervinning i stor utsträckning. I det mest fördelaktiga scenariot ansågs återvinning av ett ton pappersmassa bespara atmosfären utsläpp av ca 1250 kg CO₂-ekvivalenter, men i det minst fördelaktiga fallet ansågs återvinningen istället bidra med ökade utsläpp av 400 kg CO₂-ekvivalenter. Det bör påpekas att förbränning av papper ansågs ersätta kol som bränsle i de båda fallen, och att pappersmassa till återvinning kom från både returpapper och pappersförpackningar (Merrild, Damgaard & Christensen 2008). Även valet av systemgränser påverkar resultaten vilket illustrerades av Merrild, Damgaard & Christensen (2008) men också av Laurijssen et al. (2010) i en studie där pappersåtervinning antogs möjliggöra produktion av mer bioenergi (från trä som inte används i papperstillverkning). Antagandet resulterade i att atmosfären besparades utsläpp motsvarande 1100 kg CO₂-ekvivalenter för återvinning av ett ton papper, jämfört med att den istället tillfördes 400 kg CO₂-ekvivalenter i fallet med återvinning utan antagandet om bioenergi. Samma studie visade att eftersom spillvärme och bioenergi kan utnyttjas vid produktion av framförallt jungfrulig kemisk pappersmassa, kan tillverkning av papper av denna typ av massa leda till mindre CO₂-utsläpp än papperstillverkning av returpapper med insatser av icke förnybar energi (Laurijssen et al. 2010). Papperstillverkning från returpappersmassa kräver dock mindre energi och undviker utsläpp av andra miljöstörande ämnen än växthusgaser jämfört med jungfrulig tillverkning (Bajpai 2014).

Vid beräkning av indikatorer för avfallshantering föreslår IVL Svenska Miljöinstitutet (IVL) ett antal schablonvärden för klimatnyttan som uppstår i och med materialåtervinning. För pappers- och pappavfall uppges materialåtervinning ge en nettobesparing motsvarande 240 kg CO₂-ekvivalenter per ett ton avfall (Elander et al. 2014).

Cirkulering av oönskade ämnen i samband med återvinning

Enligt Bajpai (2014) finns inga studier som tyder på att återvinning av papper medför exponering av oönskade ämnen. Dioxiner och furaner kan påvisas i papper då klor använts vid tillverkningen, och eftersom olika papperstyper blandas vid återvinningen skulle dessa ämnen kunna spridas till allt återvunnet papper. Inga halter som överskrider gällande gränsvärden har dock påträffats. Användningen av klor har sedan ett tiotal år tillbaka minskat betydligt inom svensk papperstillverkning (Skogsindustrierna 2013), och många pappersbruk har klorfria blekningsprocesser (SCA AB 2010).

4.2.2 Pappersförpackningar

Pappersförpackningar består till stor del av pappersfibrer och följaktligen är det material som används vid tillverkning till stor del likt det som används i exempelvis tidningspapper. För information om papper som material och dess produktion hänvisas därför till avsnitt 4.2.1 *Tidningar* ovan.

Utöver pappersfibrer består utsorterade pappersförpackningar bland annat av olika färger, bindemedel och ytbehandlingar av t.ex. plastfilmer och aluminium, och i utsorterat material förekommer även häftklamrar, klister, matrester med mera som återvinningsprocessen måste hantera (McKinney 1995 b). I stort ser återvinningen av pappersfibrer från förpackningar ut på samma sätt som för tidningspappersfibrer, med skillnaden att ett avsvärtningssteg inte alltid ingår.

Materialåtervinning av pappersförpackningar

Fiskeby Board AB i Norrköping är en av de anläggningar där pappersförpackningar som samlats in i FTI:s regi återvinns tillsammans med tryckerispill och kontorspapper och används som råvara för tillverkning av nya produkter. Som enda bruk i Sverige kan Fiskeby hantera sammansatta förpackningar av papper, plast och eventuellt aluminium som exempelvis mjölk- och juicekartonger, genom att materialen separeras i en trumma där pappersfiber löses upp i ljummet vatten och skiljs åt från plast och aluminium. Rejektet i form av plast och aluminium förbränns sedan direkt på anläggningen och från processen tillvaratas bland annat ånga för att torka pappersmassa (Fiskeby Board AB 2011 a).

Användning av returfiber vid tillverkning av ny kartong kräver mindre energiinsatser än användning av jungfrulig pappersfiber, vilket beror på att returfiber kan avvattnas mer än nyfiber. För returpappersmassan uppnås en torrhalt på ca 50 % efter pressning jämfört med 30-40 % för jungfrulig massa³. När pappersmassa ska torkas till en fukthalt på 6-7 % krävs följaktligen mindre energiinsatser vid torkning av returpappersmassa (Fiskeby Board AB 2011 b). På Fiskeby förses förbränning i en fastbränslepanna anläggningen med 100 % av ångbehovet och ca 30 % av elbehovet, och plastrejekt som separerats från inkommande returfiber utgör 40 % av bränslet (Jakobsson 2012).

För att skapa en funktionell kartong använder Fiskeby olika kvaliteter av returfiber i olika varvade skikt (Fiskeby Board AB 2011 a). För återvinning av pappersfiber krävs endast vatten och energi, och vid kartongtillverkning av återvunnen fiber krävs enligt Fiskeby Board (2011 c) samma kemikalier som vid tillverkning av jungfruliga fiber. Produkter som tillverkas vid Fiskebys anläggning är olika typer av kartong bestående av upp till 100 % återvunna pappersfibrer (Fiskeby Board AB 2011 d).

Vid återvinning av pappersförpackningar behövs normalt sett inget avsvärtningssteg (Bajpai 2014) vilket resulterar i mindre materialförluster under återvinningsprocessen; 1,9 % jämfört med 11,9 % för returpapper enligt Laurijssen et al. (2010). På Fiskeby hanterades 187 000 ton insamlat material under 2013, varav ca 20 000 ton bestående av plast, aluminium, övrigt avfall och en liten del fibrer, avgick som rejekt i återvinningsprocessen (motsvarande 10,7 %

³ Harun Turković, Utvecklingsingenjör, Fiskeby Board AB, e-post 2014-03-27

rejekt, författarens anm.). Vid reningsprocessen förloras en del fullt användbara fibrer men överlag är det främst slitna fibrer som blir rejekt⁴.

Möjligheter och nytta med återvinning av pappersförpackningar

För återvinning av pappersfibrer från pappersförpackningar gäller i stort sett samma resonemang som för returpapper, att materialåtervinning är att föredra framför energiåtervinning med vissa undantag då fossila bränslen antas utnyttjas (Finnveden, Steen & Sundqvist 1994). I en studie beställd av företaget Tetra Pak konstaterade Hallberg & Ljungkvist (2013) att även för sammansatta förpackningar som juice- och mjölkpaket som inte enbart består av papper, överväger materialåtervinningens fördelar energiåtervinningens. Liksom för papper i stort konstaterade studien att klimatnyttan med materialåtervinning jämfört med energiåtervinning beror på den elmix, det vill säga sammansättningen av energikällor, som antas vid beräkningar. Merrild, Larsen & Christensen (2012) visade dock att dessa parametrar har större betydelse för klimatnyttan vid återvinning av pappersförpackningar än för returpapper. Klimatnyttan av materialåtervinning ökar om även blandad plast och aluminium från pappersförpackningarna, så kallat polyAl-material, materialåtervinns (Hallberg & Ljungkvist 2013).

Vid beräkning av indikatorer för avfallshantering föreslår IVL ett schablonvärde för klimatnyttan som uppstår i och med materialåtervinning av pappers- och pappavfall; -240 kg CO₂-ekvivalenter per ett ton avfall (Elander et al. 2014). Detta värde kan användas som en uppskattning för den klimatnytta som uppstår vid materialåtervinning av pappersförpackningsavfall om förpackningarnas eventuella beståndsdelar av plast, metall och andra ämnen bortses ifrån.

Cirkulering av oönskade ämnen i samband med återvinning

I en undersökning för Livsmedelsverket utpekades användning av returpapper i bl.a. pizzakartonger och andra livsmedelsförpackningar som en potentiell hälsofara (Svensson & Olafsson 2011), och flera studier har undersökt migration av olika ämnen från pappersförpackningar till mat. Pappersförpackningar har visat sig kunna innehålla diisopropylnaftalen, DIPN, möjligen till följd av användning av återvunnen pappersråvara innehållande självkopierande papper där ämnet kan användas vid tillverkningen. Vid koncentrationer över 20 mg/kg antas DIPN migrera till förpackade livsmedel (Boccacci Mariani, Chiacchierini & Gesumundo 1999). DIPN är under utredning av Kemikalieinspektionen för toxiska, bioackumulerande och persistenta egenskaper (Kemikalieinspektionen, KemI 2014). En annan studie konstaterade att pappersförpackningar med socker innehöll ftalater, bl.a. diisobutylftalat (DEHP) och dibutylftalat (DBP), som migrerat till det förpackade sockret. Ftalater kan ingå i olika bindemedel och tryckfärger, vilket kan förklara förekomsten i förpackningar (Aurela, Kulmala & Söderhjelm 1999). Både DEHP och DBP är ftalater som kan störa fortplantningsförmågan (KemI 2011). Också senare studier har visat att DEHP och även bisfenol-A (BPA) kan finnas i pappersförpackningar, och återvunnet pappersmaterial anges som en trolig källa till ämnena (Suciu et al. 2013). Mineralolja är ytterligare en förorening som påträffats i mat, troligen till följd av kontakt med återvunna pappersfibrer kontaminerade med exempelvis tryckfärger (Svensson & Olafsson 2011).

⁴ Harun Turković, Utvecklingsingenjör, Fiskeby Board AB, e-post 2014-03-21

4.2.3 Metallförpackningar

Metaller är grundämnen vars typiska egenskaper är god elektrisk- och värmeledande förmåga, mekanisk styrka och smidbarhet. En blandning av olika metaller, eller av en metall och andra ämnen, kallas en legering. Metaller förekommer i jordskorpan i form av olika mineral, och kan utvinnas genom gruvdrift. Den vanligaste metoden innebär att material från berggrunden bryts upp i mindre delar för att möjliggöra separation av olika mineral, men även kemiska metoder finns att tillgå. När materialet brutits upp kan det finfördelas och sorteras för utvinning av specifika mineral, t.ex. genom magnetisk separering eller i en flotationsprocess där olika mineral separeras utifrån ytegenskaper (Rankin 2011).

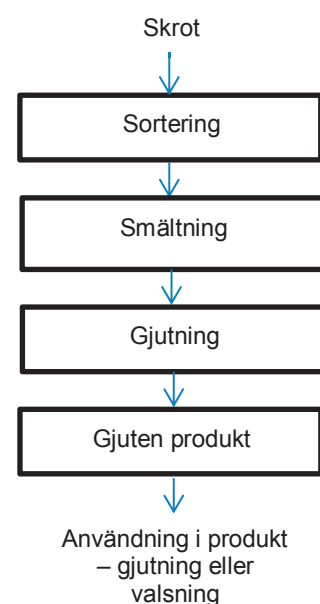
För utvinning av själva metallen finns många tekniker att tillgå beroende på vilken råvara man använder och vilka egenskaper metallen har. Stål framställs av järnmalm, vanligen i en masugn (*blast furnace-basic oxygen furnace*, BF-BOF) följt av en syrgasprocess (i en *basic oxygen furnace*, BOF). Utöver järnmalm kräver processen insatser i form av energi för upphettning till ca 1800°C, syre, upphettad koks och kalksten, och en uppblandning med återvunnet stål i syrgasprocessen gör processen mer stabil. Aluminium tillverkas av bauxit som först genomgår en Bayerprocess där aluminium(III)oxid bildas, som sedan reduceras i en Hall-Héroult-process. Det krävs stora mängder elektricitet för att driva Hall-Héroult-processen (Rankin 2011).

I ovan nämnda processer bildas även olika typer av avfall. När ett önskat mineral eller ämne utvinns uppstår oundvikligen strömmar av mindre önskade mineral och ämnen, och många av processerna kräver insatser av hjälpämnen och vatten som måste tas omhand. Vad som anses vara avfall och vad som anses vara en biprodukt kan dock vara föränderligt och påverkas i högsta grad av den globala marknadens värdering av materialet (Rankin 2011).

Materialåtervinning av metallförpackningar

Metallförpackningar som samlas in för återvinning i de svenska systemen består huvudsakligen av stål eller aluminium (Naturvårdsverket 2012 b), och inför återvinning av de olika metallerna separeras och sorteras den sammansatta fraktionen⁵. Generellt gäller att metallskrot sorteras innan det smälts ned och gjuts i exempelvis tackor eller stänger som levereras till kund, vilket visas i figur 4.

Stål återvinns vanligen i en syrgasprocess (*basic oxygen furnace*, BOF) eller i en elektrisk smältugn med elektroder (*ljusbågsugn*, *electric arc furnace*, EAF) (Cantu 2011). När stålet smälts kan det tappas ut och eventuella legeringsmetaller tillsätts innan materialet gjuts i balkar som kan valsas (FTI AB 2014 g). Vid smältning av 1000 kg stålmaterial bildas ca 100-150 kg slagg och 10-20 kg damm (Rankin 2011). De totala förlusterna vid återvinning av stålprodukter har uppskattats till mellan 9,5 % (Rigamonti, Grosso & Sunseri 2009) och 10 % av materialet (Merrild, Larsen & Christensen 2012). Hos Ovako Bar AB i Smedjebacken behandlas



Figur 4. Typiska processer vid återvinning av metall.

⁵ Peter Svärd, FTI AB, intervju 2014-02-26

stora mängder skrot där förpackningar utgör en liten del av materialet. Materialutbytet vid smältning av skrot till gjutet stål uppges vara ca 85 %, och en del av materialet bildar slagg (ca 12,5 %) och rökgasstoff (ca 2 %). En del slagg (ca 1/3) används i vägbyggnad och slaggasfalt och resten mellanlagras, medan rökgasstoff skickas för upparbetning och återvinning av zink och bly. Vid valsning av det gjutna stålet uppges utbytet uppgå till ca 88 %. Ovakos stångstål levereras huvudsakligen till verkstads- och fordonsindustri i Europa⁶.

Aluminiumförpackningar återvinns bland annat hos Stena Aluminium AB i Älmhult, där materialet smälts ner i en smältugn. Av det material som matas in i ugnen får man ett utbyte på ca 80 % ren aluminium, och de 20 % som utgör förluster består bland annat av oxiderat aluminium och föroreningar av andra metaller och ämnen⁷. I nästa steg matas aluminium in i en legeringsugn för att raffineras till rätt kvalitet; Stena levererar ca 120 olika kvaliteter till olika kunder (FTI AB 2014 h), antingen i termosar i flytande form eller gjutna som tackor (Stena Aluminium AB 2014). Eftersom aluminium är en reaktiv metall oxiderar en del av materialet, vanligen ca 5-10 %, i smältugnen och bildar metallrikt slagg som huvudsakligen består av aluminiumoxid (Rankin 2011). Förluster i återvinningsprocessen har uppskattats till 16,5 % av materialet av Rankin et al. (2009) och 21 % av Merrild, Larsen & Christensen (2012). En rapport från European Aluminium Association, EAA, (2013) uppskattar dock att de totala förlusterna blir ca 3,5 % totalt om aluminium återvinns ur den slagg som produceras. Förlusten av aluminium i den första smältugnen, utan slaggåtervinning, beräknas då till 7 %.

För att förhindra oxidation kan salt tillsättas (natrium- och kaliumklorid hos Stena Aluminium AB) vilket dock resulterar i metallhaltig saltslagg som måste tas omhand och transporteras för omhändertagande på annan plats. Processen resulterar även i en del filterstoff som deponeras, och i legeringsugnarna hos Stena tillsätts kvävgas och klorgas för att rena metallen, vilka sedan måste renas ur luften (Stena Aluminium AB 2013). På Stena Aluminiums anläggning i Älmhult renas ventilationsluft och rökgaser från ugnarna med hjälp av aktivt kol och bikarbonat i första steget (för rening av svavel, klor och organiska ämnen), med slangfilter i andra steget (för rening av stoft) och därefter i en efterbränningskammare (för rening av organiska luktämnen vid 850°C), och sedan 2012 används värmen i rökgaserna i fjärrvärmenätet i Älmhult. Både saltslagg och filterstoff transporteras till Tyskland för deponering i gamla saltgruvor. Innan slagg deponeras utvinns en del av kaliuminnehållet, men av det aluminium som finns i slaggen (ett fåtal procent) vet Stena inte hur mycket som kan utvinnas. Anledningen till att massorna transporteras till Tysklands saltgruvor för deponi är för att de innehåller för mycket klorid för att deponeras lagligt i Sverige⁸.

För tillverkning av ett ton aluminium rapporterar Stena Aluminium att processen ger upphov till 281 kg saltslagg och 28 kg filterstoff (Stena Aluminium AB 2013). Återvunnet aluminium från Stena används huvudsakligen för gjutlegeringar och mycket går till fordonsindustri. Även telebranschen och byggbranschen är kunder, och en växande men mycket liten del av materialet används i designprodukter som exempelvis möbler⁹.

⁶ Torbjörn Sörhuus, Kvalitets- och miljöchef, Ovako Bar AB, epost 2014-04-14

⁷ Erika Richard, Miljöchef, Stena Aluminium AB, telefonintervju 2014-03-13

⁸ Erika Richard, Miljöchef, Stena Aluminium AB, telefonintervju 2014-03-13

⁹ Erika Richard, Miljöchef, Stena Aluminium AB, telefonintervju 2014-03-13

Möjligheter och nytta med återvinning av metallförpackningar

Metaller kan teoretiskt sett återvinnas hur många gånger som helst (Rankin 2011, Reck & Graedel 2012, FTI AB 2014 g, FTI AB 2014 h), men det är sällan fallet i praktiken på grund av att materialet utsätts för flera processer i samband med tillverkning, användning, källsortering och avfallshantering, som behandlar, kontaminerar och förlorar material (Rankin 2011, Reck & Graedel 2012). Metaller kan dessutom rosta och korrodera i vissa miljöer (Rankin 2011). En effektiv sortering av olika metaller är mycket viktig för att den slutgiltiga råvaran ska uppnå hög kvalitet, eftersom eventuella föroreningar smälts ned med metallen och förorenar materialet. Ofta är återvunnen råvara förorenad till någon grad, och kan endast lämpa sig för ändamål som tolererar sådant material (Rankin 2011). Även vanligt förekommande metaller som järn och aluminium kan inte antas återvinnas mer än två till tre gånger enligt Reck & Graedel (2012).

Ett flertal studier visar att materialåtervinning av stålförpackningar har miljömässiga fördelar över energiåtervinning och andra behandlingsmetoder (Björklund & Finnveden 2005, Rigamonti, Grosso & Sunseri 2009, Merrild, Larsen & Christensen 2012). Enligt FTI (2014 g) ger återvinning av stål en energibesparing på 75 % jämfört med nyproduktion. Rigamonti, Grosso & Sunseri (2009) uppskattar att återvinning av ett ton stål besparar atmosfären utsläpp motsvarande 934 kg CO₂-ekvivalenter (baserat på 81,5 % total återvinningsgrad i systemet och ersättande av motsvarande mängd jungfrulig råvara).

För förpackningar av aluminium visar ett flertal studier att materialåtervinning är att föredra framför energiåtervinning eller andra behandlingsalternativ (Återvinningsindustrierna, ÅI 2002, Björklund & Finnveden 2005, ÅI 2007, Rigamonti, Grosso & Sunseri 2009, Merrild, Larsen & Christensen 2012). Återvinning av aluminium beräknas ge en energibesparing på 95 % jämfört med nyproduktion (FTI AB 2014 h, Rombach 2012). Enligt en rapport från branschorganisationen Återvinningsindustrierna, ÅI, (2002) krävs 14 gånger mer energi för att producera jungfrulig aluminium jämfört med att samla in och återvinna använd aluminium (vilket motsvarar en energibesparing på ca 93 %, författarens anm.), och koldioxidutsläppen från nyproduktionen beräknas vara 17 gånger större än de från återvinningsprocesserna (beräknat med europeisk elmix). I en annan rapport från ÅI där ett flertal studier analyserats, konstateras att materialåtervinning av aluminium i de allra flesta fall är att föredra framför energiåtervinning och att materialåtervinning av ett ton aluminium i genomsnitt besparar atmosfären utsläpp av 10 ton koldioxid (ÅI 2007).

Materialåtervinning av rent aluminiumskrot (1,036 ton) till ett ton aluminiumtackor ger upphov till utsläpp av 507 kg CO₂-ekvivalenter (GWP 100 och referensår 2010) enligt EAA (2013). I en studie för Bureau of International Recycling, BIR, visade Grimes et al. (2008) att produktion av ett ton aluminium från återvunnen råvara gav upphov till utsläpp av mellan 290 kg (benchmark) och 600 kg (medel USA) CO₂. Studien visade också att energiåtgången vid produktion av ett ton jungfrulig aluminium är 19,5 gånger större än vid återvinning och vilka energikällor som antas användas påverkar i stor grad de beräknade koldioxidutsläppen från nyproduktion.

Enligt Rigamonti, Grosso & Sunseri (2009) ger materialåtervinning av ett ton aluminiumprodukter en besparing på 9216 kg CO₂-ekvivalenter (baserat på 79 % total återvinningsgrad i systemet och ersättande av motsvarande mängd jungfrulig råvara). En studie av Fraunhofer Institute for Environmental, Safety and Energy Technology (UMSICHT) för ALBA Group visade att produktion av ett ton jungfruligt aluminium orsakar utsläpp av 12 000 kg CO₂-ekvivalenter, medan produktion av ett ton återvunnet aluminium (inkluderat

insamling, transport, sortering, smältning) bidrar med utsläpp av 1 500 kg CO₂-ekvivalenter – 10 500 kg mindre än vid nyproduktion. Samma studie visar att produktion av ett ton återvunnet aluminium innebär besparingar motsvarande 18 ton abiotiska råvaror (icke levande råvaror, i motsats till biotiska råvaror) (ALBA Group 2013).

Vid beräkning av indikatorer för avfallshantering föreslår IVL ett antal schablonvärden för klimatnyttan som uppstår i och med materialåtervinning av metall. För blandade metaller uppges materialåtervinning ge en nettobesparing motsvarande 1740 kg CO₂-ekvivalenter per ett ton avfall. För ferromagnetiskt metallavfall uppges besparingen uppgå till 5100 kg CO₂-ekvivalenter och för icke-ferromagnetiskt metallavfall till 1280 kg CO₂-ekvivalenter (Elander et al. 2014).

Cirkulering av oönskade ämnen i samband med återvinning

Vid en översiktlig litteratursökning påträffades inga studier eller rapporterade risker för exponering av oönskade ämnen genom återvinning av metalliskt material. Här behandlas inte eventuella arbetsmiljörelaterade problem.

4.2.4 Plastförpackningar

Plast består av polymerer och olika tillsatsämnen, där polymererna består av långa kedjor, makromolekyler, av kolbaserade monomerer (Edshammar 2002). Olika plasters varierande egenskaper och utseenden kan förklaras dels med kolatomens natur – två av de fyra valenselektronerna binder ihop kolkedjan medan resterande två valenselektroner kan binda till andra molekyler – och med polymerernas uppbyggnad, dels med tillsatser av olika tillsatsämnen eller additiv som förändrar materialegenskaperna (Menges 1996).

Plast kan klassificeras efter polymerernas struktur, som linjära, förgrenade eller tvärbundna. Utefter denna uppdelning delas plast vanligen upp i två grupper; *termoplaster* (linjära och förgrenade polymerer) och *hårdplaster* (tvärbundna polymerer), där de förstnämnda kan smältas och stelna igen. Hårdplaster å andra sidan kan inte smältas och återformas utan bryts ned av hög värme (Chanda & Roy 2006). Den plast som konsumeras i Sverige utgörs övervägande av termoplaster (Carlsson 2002).

Några av de vanligaste plasterna är

- polyeten, PE,
- polyeten av hög densitet, PE-HD eller HDPE,
- polyeten av låg densitet, PE-LD eller LDPE,
- och polyeten av låg densitet med linjära molekyler, PE-LLD eller LLDPE
- polyetentereftalat, PET,
- polypropen, PP,
- polystyren, PS,
- polyvinylklorid, PVC,
- polykarbonat, PC (Edshammar 2002).

Samtliga av dessa plaster är termoplaster. Som namnen avslöjar består PE huvudsakligen av monomeren eten, PP av propen, PS av styren och PVC av vinylklorid. PC och PET har en något mer komplicerad uppbyggnad men även de består av monomerer (Edshammar 2002). Varje plastsort har sina specifika egenskaper och passar därför för olika tillämpningar, samtidigt som de kräver tillsatser av olika additiv. HDPE och LDPE består båda av polyeten men eftersom de linjära polymererna i HDPE är längre blir denna plast styvare än LDPE, där molekylerna är förgrenade. LLDPE är ett mellanting där egenskaperna liknar de hos LDPE men molekylerna är linjära likt dem i HDPE. Vanliga tillsatser i olika typer av PE är flamskyddsmedel (<30 %), fyllmedel (<40 %), smörjmedel (<5 %), pigment (<5 %), ljusstabilisatorer (<0,5 %), antioxidanter (<0,2 %) och metalldeaktiverare (<0,5 %) (KemI 1995), och beroende på användningsområde kan även s.k. *anti-blocking agents*, antistatmedel, förekomma i plasterna för att påverka deras egenskaper (Edshammar 2002). För andra plastsorter är andra tillsatsämnen vanliga. Exempelvis förstärks PET ofta med flamskyddsmedel och glasfiber, och PP måste tillverkas med stabilisatorer och antioxidanter och ibland flamskyddsmedel och fyllmedel. I PVC finns ofta mjukgörare (ex. ftalsyraestrar) och smörjmedel (ex. vax, stearinsyra) eftersom plasten annars är helt styv, och ofta innehåller PVC även värmestabilisatorer (ex. organiska tennföreningar, bly och metalltvålar), fyllmedel (ex. kalciumkarbonat), slagseghetstillsatser och flamskyddsmedel (Edshammar 2002).

Generellt för additiv gäller att som mjukgörare är ftalater vanliga, i livsmedelsförpackningar kan kalcium- och zinkföreningar användas som värmestabilisatorer och BHT (butylhydroxitoluen) eller propylfenolfosfit som antioxidanter. Vanliga pigment är titandioxid, kalciumkarbonat, zinkoxid, antimonoxid och zinkstearat. Fyllmedel kan bestå av trämjöl, karbonater, kalk, dolomit, glasfiber, sand eller aluminiumhydroxid (KemI 1995).

De vanligaste plasttyperna som används i kommersiella produkter är PE, PP, PVC, PET, PS och PC (Rankin 2011). Enligt branschorganisationen Plastics Europe (2012) var de vanligaste plastsorterna för förpackningsändamål i Europa under 2011: PE (HD-, LD- och LLD-), PP och PET, följt av PS och PVC. Plockanalyser av källsorterad plast från svenska hushåll visar liknande resultat; en analys av plastavfall från skånska kommuner visade att PP, LDPE och HDPE var vanligast, följt av PET och PS, och erfarenheter från Swerec AB är att den inkommande plasten består till 30-35 % av PP, 28 % av HDPE, 15 % av PET, 5-10 % av LDPE och 4-6 % av PS (Dahlén & Vukicevic 2009).

Materialåtervinning av plastförpackningar

Materialåtervinningstekniker för plast kan delas in i två grupper; mekanisk återvinning, där plasten gjuts om i nya produkter, och kemisk- eller råvaruåtervinning, där plasten bryts ned i molekylära beståndsdelar (Arvanitoyannis & Bosnea 2001), exempelvis genom pyrolys, förgasning eller hydrogenering (Jansson 2000). Eftersom plastförpackningar i det svenska systemet i princip endast materialåtervinns på mekanisk väg (Carlsson 2002) ligger fokus i denna uppsats på mekanisk återvinning.

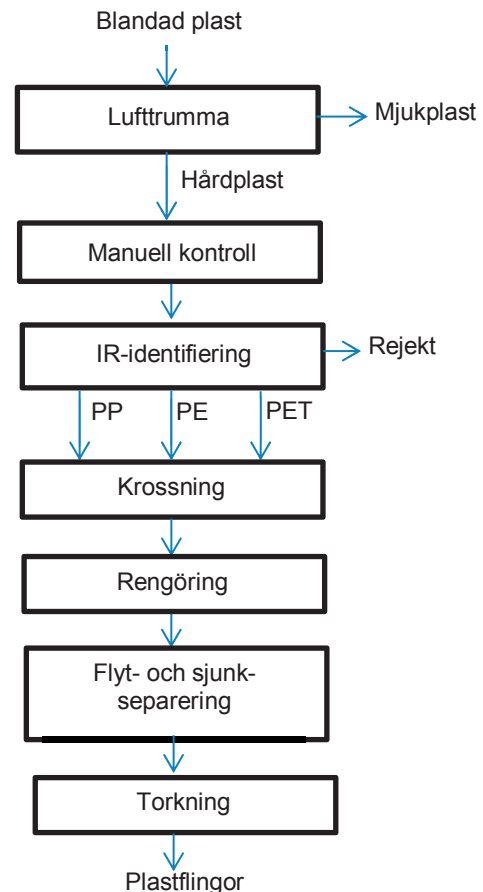
Innan plastförpackningar återvinns sorteras materialet efter olika plastsorter. Blandade plasttyper kan sorteras med hjälp av olika tekniker som utnyttjar skillnader i materialens olika egenskaper, bland annat:

- **Manuell sortering:** Utgår från egenskaper som kan identifieras med blotta ögat (Michaeli et al. 1996).
- **Flyt- och sjunk:** Skillnader i densitet hos olika plasttyper gör att tyngre plaster sjunker och lättare plaster flyter i en viss vätska (Michaeli et al. 1996).
- **Centrifugering:** Utnyttjar olika plasters densitet. Ett exempel är en hydrocyklon, där finfördelad plast i en vätska får flyta ned i en konformad spiral, så att lätta plaster stannar vid konens mitt där de samlas upp, och tyngre plaster trycks utåt och tappas av tillsammans med vätskan i konens botten (Michaeli et al. 1996).
- **Flotation:** Bygger på skillnader i hydrofoba egenskaper hos olika plastmaterial. Finfördelad plast i vätskeblandning utsätts för gasbubblor, som fastnar på mer hydrofoba ytor och får dessa plasttyper att flyta. Materialet kan fångas upp i ett skum på ytan och separeras från övrig plast (Michaeli et al. 1996).
- **IR-strålning och annan strålning:** Analyserar och sorterar plaster efter ytegenskaper, som identifieras med hjälp av infraröd strålning, IR, nära infraröd strålning, NIR, eller i vissa fall med annan optisk teknik (Arvanitoyannis & Bosnea 2001).
- **Elektrostatisk metod:** Utnyttjar skillnader i elektrostatiska egenskaper hos olika plasttyper. Finfördelad plast får passera genom ett elektrostatiskt fält och attraheras till en viss sida av fältet beroende på den elektrostatiska laddningen. Plast kan även separeras efter skillnader i konduktivitet i en s.k. *roll separator* (Michaeli et al. 1996).
- **Smältpunkt:** Utnyttjar plasters olika smältpunkter i så kallade *heated rolls*. Plaster med högre smältpunkt kan gå igenom processen där plaster med lägre smältpunkt fångas upp (Arvanitoyannis & Bosnea 2001).

Vissa sorterings tekniker försvåras av diverse tillsatsämnen (Arvanitoyannis & Bosnea 2001), och hushållens utsorterade förpackningar ställer till sin natur höga krav på sorteringsprocessen på grund av variationerna i olika plasttyper och tillsatsämnen (Carlsson 2002).

I Sverige är Swerec AB en betydelsefull sorteringsaktör som sedan 2013 är huvudsaklig mottagare av utsorterade plastförpackningar från svenska och norska hushåll (Swerec AB 2013). Utöver plastförpackningar hanterar Swerec annat plastavfall från industrier och verksamheter, och man har avtal med vissa kommuner om återvinning av plast som inte är förpackningar (Swerec AB 2011). På anläggningen i Lanna sorteras och rengörs plasten i flera steg, illustrerade i figur 5.

I ett första steg avskiljs lättare mjukplast (i huvudsak bestående av PE) från tyngre hårdplast i en lufttrumma. Materialet genomgår sedan en manuell kontroll där små plastpåsar och andra föremål som inte lämpas för återvinning sorterar ut för förbränning (Andersson 2010 a). Hårdplastfraktionen delas upp i PP, PE och PET med hjälp av infraröd strålning och sug- och blåsteknik (Kletiga ketchupflaskor inget problem 2012) som kan identifiera de olika plasttyperna med 96-97 % säkerhet (Andersson 2010 a). Plast som inte identifieras vid en första sortering kan plockas ut vid en andra IR-station, och annan plast som exempelvis PVC och PS sorterar ut som rejekt tillsammans med papper och andra föroreningar. Sedan krossas hårdplastfraktionerna till centimeterstora flingor som tvättas och separeras från pappersetiketter och dylikt, innan flingorna går igenom en flyt- och sjunk-separationsprocess. I denna separeras eventuella olika plastsorter beroende på om de flyter eller sjunker i en specifik vätska. Till sist torkas materialet och packas i säckar, om det inte först granuleras, det vill säga smälts samman till något större plastbitar (FTI AB 2014 e).



Figur 5. Översiktlig schematisk figur över sorteringsprocessen hos Swerec AB. Utifrån Swerec AB (2011), Andersson (2010 a), Kletiga ketchupflaskor inget problem (2012) och FTI AB (2014 e).

Totalt sorterar mellan 20 % (Svenska MiljöEmissionsData, SMED 2012), 35 % (Andersson 2010 a) och 40 % (Carlsson 2002) av det inkomna materialet bort under sorteringsprocessen, och rejektet består bland annat av felsorterat material, plastprodukter som inte är förpackningar, etiketter och liknande. När FTI gör upphandlingar med sorteringsanläggningar ställs ett krav på att minst 80 % av det levererade plastmaterialet ska bli ny plastråvara¹⁰. IR-tekniken hanterar sortering av tre plasttyper åt gången, och vilka sorter som sorterar kan ställas in beroende på sammansättningen i det ingående materialet (Swerec AB 2011). För att optimera sorteringen av PP, PE och PET från hushållens plastfraktion sorterar andra plasttyper bort (SMED 2012). Swerec uppger att i teorin bör endast 4 % av ingående material bli rejekt vid sorteringen (Kletiga ketchupflaskor inget problem 2012). Rejektet går till förbränning (Andersson 2010 a), och från Swerecs anläggning kan utsorterat rejekt skickas till cementindustrin där det ersätter olja som bränsle (Andersson 2010 b).

Utöver själva materialförlusterna under återvinningsprocessen har Profu i en studie för FTI antagit att 1 % av materialvikten avgår som fukt i samband med sortering, och ytterligare 8 % avgår som fukt i samband med materialåtervinning. Totalt beräknades att av 1 kg insamlad plast användes 0,63 kg återvunnen plast i nya produkter (FTI AB 2014 j).

ALBA Recycling GmbH i Braunschweig, Tyskland, använder NIR-teknik i kombination med tryckluftsstrålar för att sortera ut olika plastsorter, och uppger en precision på 95 % i processen (ALBA Group 2014 a). På företagets anläggningar sorterar PE, PP, PS och PET för

¹⁰ Peter Svärd, FTI AB, intervju 2014-02-26

materialåtervinning, och säljs som plastråvara i 9 olika fraktioner. Företaget har två produkter; recythen och procyclen, där den sistnämnda är mer bearbetad med mer tillsatser och med olika färger. Produkten recythen lämpar sig t.ex. för tillverkning av plaströr eller enklare trädgårdsmöbler, medan procyclen kan skräddarsys efter kundens önskemål, t.ex. för tillverkning av dekorativa korgar (Interseroh Dienstleistungs GmbH 2013). ALBA har tidigare sorterat plastförpackningar från svenska hushåll via FTI men kontraktet gick ut 2013¹¹.

Även DELA GmbH i Beckum, Tyskland, använder NIR för att separera plasttyper, och vid anläggningen finns även möjlighet att sortera plaster efter färg (DELA GmbH 2014 a). Tekniken hos DELA utnyttjar sju stycken NIR-enheter för att sortera ut fem rena plastfraktioner (Morrish 2010). De fraktioner som sorteras är HDPE (två fraktioner), PP och PET (en färgad och en klar fraktion) (DELA GmbH 2014 b). DELA levererar olika sorterade plastfraktioner och samarbetar med andra företag för att förse de kunder som efterfrågar andra tjänster och mer upparbetat material (DELA GmbH 2014 b). DELA samarbetar med Relux Kunststofftechnik GmbH Co. KG med anläggning i Magdeburg, Tyskland, som bland annat säljer 7 sorters HDPE och 6 sorters PP (Relux Kunststofftechnik GmbH Co. KG 2014), och med Relux Recycling GmbH & Co. KG, med anläggning i Premnitz.

Ca 50 % av den svenska hushållsplasten som samlats in i Plastkretsens regi via FNI och ÅVS levererades till Swerec AB år 2012, och resterande 50 % exporterades till tyska återvinningsföretag (baserat på intervju med FTI) (SMED 2012). För kommunerna i Skåne går större delen av den utsorterade plasten till Tyskland eftersom det geografiska läget och tillgången till returtransporter är gynnsamt¹². Swerecs VD uppgav i en intervju 2010 att 90-95 % av det sorterade plastmaterialet säljs till företaget utanför Sverige (Andersson 2010).

Återvunnen plastråvara kan användas vid tillverkning av nya produkter. Olika metoder som används för att skapa plastprodukter är formsprutning (då plast smälts ner och får stelna i önskad form), extrudering eller strängsprutning (då plasten formas kontinuerligt till en profil av exempelvis ett rör eller en skiva), filmblåsning (liknande extrudering av ett rör eller en slang, med varmluft som blåser upp formen inifrån) och förmblåsning (då plasten gjuts i en form och blåses upp inifrån, till exempelvis en flaska) (Carlsson 2002).

Möjligheter och nytta med återvinning av plastförpackningar

I en metaanalys från det brittiska *Waste & Resources Action Programme*, WRAP, analyserades 8 studier av behandling av plastavfall, och resultatet visade att materialåtervinning var det bästa alternativet ur resurs-, energi- och klimatsynpunkt (ÅI 2007), vilket bekräftades när rapporten uppdaterades 2010 (WRAP 2010). FTI (2014 e) uppger att användning av 1 kg återvunnen plastråvara minskar de totala koldioxidutsläppen med 2 kg (jämfört med tillverkning av 1 kg ny plast), vilket stämmer med uppgifter från WRAP (2006). Enligt Återvinningsindustrierna (2002), krävs 7 gånger mer energi för att producera jungfrulig HDPE än att materialåtervinna materialet, vilket beräknas innebära att CO₂-utsläppen från nyproduktionen är tre gånger större än de från återvinningen (med europeisk elmix).

I Profu:s studie för FTI (FTI AB 2014 j) konstaterades att vid insamling av 1 kg plastförpackningar varav 63 % materialåtervinns och ersätter plast i nya produkter, 28 %

¹¹ Björn Schwich, Platschef Berlin, ALBA Recycling GmbH, epost 2014-03-05

¹² Peter Svärd, FTI AB, intervju 2014-02-26

energiåtervinns och ersätter bränsle, och resterande 9 % avgår som fukt, undviks utsläpp av ca 1,4 kg CO₂. Att utsläpp undviks beror på att jungfrulig plast och bränsle ersätts med återvunnet material.

Företaget ALBA har låtit undersöka klimatpåverkan från sina produkter recythen och procyclen i livscykelanalyser utförda av Fraunhofer Institute UMSICHT. För användning av ett ton recythen rapporteras klimatnyttan jämfört med nyproduktion av ett ton plast uppgå till 811,2 kg mindre utsläpp av växthusgaser och en besparing på 12 626 kWh primärenergi. För produkten procyclen, som bearbetats mer än recythen och som innehåller mer tillsatssämnen, blev motsvarande resultat besparingar på 493,5 kg utsläpp av växthusgaser och 10 488 kWh primärenergi (Interseroh Dienstleistungs GmbH 2013).

Således har flertalet studier visat att materialåtervinning av plast är att föredra ur miljösynpunkt framför andra behandlingsmetoder, men vissa parametrar kan dock påverka resultatet. Flera studier har visat att antaganden om huruvida återvunnen plast kan ersätta jungfrulig plast är betydelsefulla för vilken miljönytta återvinning av plast antas leda till (Rigamonti, Grosso & Sunseri 2009, Björklund & Finnveden 2005), och att nyttan uteblir när plast ersätter tryckimpregnerat trä, t.ex. i tillverkning av pallar (Björklund & Finnveden 2005). Det är inte alltid rimligt att anta en substitutionsfaktor på 1 för återvunnen plast, vilket visades av Carlsson (2002). Även antaganden om energiutnyttjande vid eventuell förbränning (Merrild, Larsen & Christensen 2012) och antalet gånger som samma plastmaterial kan återvinnas (Nyland et al. 2003) kan påverka hur resultatet för materialåtervinningens miljönytta faller ut. Plastmolekyler kan inte återvinnas hur många gånger som helst eftersom faktorer som ljus, värme och kemikalier bryter atombindningarna mellan molekyler och monomerer (Rankin 2011). Studier av hur tre vanliga plasttyper påverkas av återvinningsprocesser visade att HDPE kunde återvinnas 10 gånger innan polymererna ansågs uttjänta, medan LDPE och PP ansågs uttjänta efter tre återvinningscykler. För LDPE och PP kan tillsatser av stabiliseringsmedel vid varje återvinningscykel förbättra materialets egenskaper, men kontamination av andra plastsorter påverkar hållbarheten negativt (Jansson 2000).

Rigamonti, Grosso & Sunseri (2009) beräknar att materialåtervinning av ett ton plast besparar atmosfären utsläpp av mellan 657 kg CO₂-ekvivalenter (baserat på 55,7 % total återvinningsgrad i systemet och ersättning av motsvarande mängd jungfrulig råvara) och 1082 kg CO₂-ekvivalenter (baserat på 44,5 % total återvinningsgrad i systemet och ersättning av mindre än motsvarande mängd jungfrulig råvara), jämfört med nyproduktion av motsvarande mängd material.

Vid beräkning av indikatorer för avfallshantering föreslår IVL ett schablonvärde för klimatnyttan som uppstår i och med materialåtervinning av plastavfall; en nettobesparing motsvarande 3420 kg CO₂-ekvivalenter per ett ton avfall som materialåtervinns (Elander et al. 2014).

Cirkulering av oönskade ämnen i samband med återvinning

I plastadditivprojektet undersökte Kemikalieinspektionen, KemI, olika miljö- och hälsoeffekter av additivanvändning i plast. När tillsatssämnen lämnar plasten, migrerar, sker det i olika stor utsträckning beroende på plasttyp och additivets egenskaper, och i många olika faser, från tillverkning till användning och avfallshantering (KemI 1995).

I KemI:s utredning konstaterades att exponering för vanligt förekommande dietylhexylftalat, DEHP, via livsmedel (t.ex. som följd av migration från plastförpackningar) är lägre än de halter som visat olika hälsoskadliga effekter hos möss och råttor. Utredningen konstaterade också att detta ämne förekommer i större utsträckning i stadsnära vattendrag än i mer skyddade vattendrag, men att effekterna i ekosystemen är osäkra och att fler studier behövs. Totalt beräknades diffusa emissioner av DEHP uppgå till ca 100 ton/år i Sverige 1995 (KemI 1995). DEHP stör fortplantningsförmågan (KemI 2011).

För BHT, som utöver funktionen som antioxidant i plast är godkänd som livsmedelstillsats, kunde inga slutsatser dras om dess miljöeffekter men den toxiska dosen för fisk har visat sig vara förhållandevis hög. Exponeringen via livsmedel anses vara betydligt större än exponeringen via plastprodukter (KemI 1995).

För metallinnehållande additiv är det främst exponering på lång sikt som kan oroa, t.ex. genom läckage från deponier eller från plastprodukter med längre livslängd. Det är generellt svårt att härleda olika metalls förekomst i ekosystem till just användningen som additiv i plastprodukter men eftersom metaller inte bryts ned måste användningen i plastprodukter antas bidra till ökade mängder i omlopp (KemI 1995).

I en undersökning av ftalater i plastleksaker konstaterades att oväntat höga halter av polybromerade difenyler (PBB, flamskyddsmedel) förekom i leksaker som tillverkats i USA, där PBB varit förbjudet sedan 1970-talet, och användning av återvunnet material som kan ha kontaminerats i återvinningsprocessen pekas ut som en möjlig källa till ämnet (Jonas et al. 2014).

4.2.5 Glasförpackningar

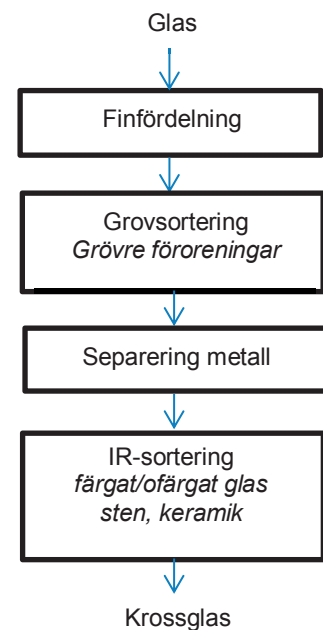
Den typ av glas som används till förpackningar kallas kalk-sodaglas och tillverkas i huvudsak av sand, kalksten och natriumkarbonat som hettas upp till någonstans mellan 1350°C (Girling 2011) och 1500°C (SGÅ AB 2014 c) i en smältugn. Energin som går åt för att smälta råvarorna beräknas generellt stå för ca 75 % av hela energibehovet vid glastillverkning, och eftersom bränslet ofta är av fossilt ursprung bidrar just smältprocessen med en stor del av den totala klimatpåverkan från glastillverkningen (Butler & Hooper 2011), men även de kemiska processerna då kalksten och natriumkarbonat reagerar frigör koldioxid (Rankin 2011).

Glas kan beskrivas som en massa som stelnat utan att kristallisera, vilket gör att dess kemiska struktur i fast tillstånd är densamma som den i flytande tillstånd. En sådan oordnad struktur kallas amorf, och anledningen till att glas inte förblir flytande är att det sker en gradvis, irreversibel, förhöjning av materialets viskositet när temperaturen sjunker (Girling 2011, Rankin 2011). Vid en något lägre temperatur, ca 1050-1200°C, är glasmassan mer plastisk än flytande och kan då formas till exempelvis flaskor genom att en cylinderformad glaskropp blåses upp i en flaskform (Rankin 2011). Glasets främsta fördelar i förpackningssammanhang är att det är inert och kemiskt stabilt, vilket innebär att det sker ett minimalt utbyte mellan glaset och den förpackade varan, och glaset avger inte någon lukt eller smak och kan stå emot höga temperaturer (Girling 2011).

Materialåtervinning av glasförpackningar

Svensk Glasåtervinning AB, SGÅ, som bearbetar svenskt förpackningsglas för återvinning, hanterar ca 50 ton material per timme (SGÅ AB 2014 d). Processen på SGÅ:s anläggning i Hammar illustreras i figur 6. I ett första steg sker en uppdelning av materialet i olika storleksfraktioner, och den största fraktionen krossas ytterligare (FTI AB 2014 d). Större föroreningar som plastpåsar och stora porslinskärvor tas bort manuellt. Sedan separeras magnetiska metaller från glaset med hjälp av stora magneter, och aluminium plockas ut i en virvelströmsseparator. Metallen kan sedan skickas vidare till metallåtervinning.

Keramik, sten och porslin identifieras med hjälp av infrarött ljus genom att de, till skillnad från glas, inte är genomskinliga. På så sätt hittas föroreningar och med hjälp av tryckluftstötter kan de separeras från glas materialet. I nästa steg sorteras glaset efter färg genom att varje glasskiva fotograferas och färgen analyseras. Ofärgat glas separeras från färgat glas med hjälp av tryckluftstötter, som i sin tur delas upp i grönt och brunt glas med samma teknik. Denna del underlättas av att ofärgat glas och färgat glas sorteras för sig, vilket ökar möjligheterna att få ut så rena fraktioner som möjligt från sorteringen, och ofärgat och färgat glas behandlas inte samtidigt. Produkterna från sorteringsprocessen är tre fraktioner av krossglasråvara; ofärgad, grön och brun (SGÅ AB 2014 d).



Figur 6. Översiktlig schematisk illustration av sorteringsprocessen hos Svensk Glasåtervinning AB. Utifrån SGÅ AB (2014 d) och FTI AB (2014 d).

Enligt Blengini et al. (2012) kräver rengöring av glasförpackningar energi, koagulationsmedel och flytande syre. Hos SGÅ görs ingen rengöring av materialet eftersom detta inte anses nödvändigt¹³.

Krossglasråvaran från SGÅ kan levereras till glasbruk för tillverkning av nya förpackningar, eller till andra aktörer som tillverkar andra produkter, huvudsakligen glasull (isoleringsmaterial) och skumglas (konstruktionsmaterial). Glas som ska utgöra råvara för glasull krossas ytterligare innan leverans (SGÅ AB 2014 d). Skumglas tillverkas genom att finkrossat glas tillsätts en aktivator och upphettas, varpå glaset expanderar till ca fem gånger sin ursprungliga volym. Produkten är ett lätt material som består till ca 92 % av luft, och kan användas som fyllnadsmaterial och isoleringsmaterial vid konstruktion av exempelvis vägar och andra anläggningar (Eriksson & Hägglund 2008).

I insamlingskärl för glasförpackningar till återvinning ska inga andra glasföremål slängas. De föroreningar som orsakar störst problem i det svenska systemet är ljuskällor, porslin, keramik och grus. Olika typer av ljuskällor innehåller olika tungmetaller, bly finns i vanliga glödlampor och kvicksilver finns i lågenergilampor. Inblandning av dessa är därför oönskad och leder till att återvunnet glas inte kan användas för att producera nya förpackningar. Keramik, porslin, grus och sten smälter inte i de ugnar som används utan bildar partiklar i glasmassan, och resultatet blir ett förorenat glas som lätt spricker och som oftast kasseras hos glasbruken. Sorteringen av färgat och ofärgat glas i separata behållare är särskilt viktig för det ofärgade glaset, eftersom föroreningar av färgat glas i det ofärgade glaset kan göra att hela partiet måste klassas som färgat (SGÅ AB 2014 b). Totalt uppger SGÅ att ca 6-7 % av

¹³ Ulf Hellström, Produktionschef, Svensk Glasåtervinning AB, e-post 2014-03-14

inkommande material från hushållen blir spill i processen i Hammar, bland annat bestående av glas, sten, keramik, metaller och övrigt avfall¹⁴.

Vid tillverkning av ofärgat glas använder glasbruken 40 % återvunnet material, vid tillverkning av brunt glas används 50 % återvunnen råvara och för grönt glas är motsvarande siffra 90 %. SGÅ uppger att återvunnet glas skulle kunna användas vid nyttillverkning av ofärgade glasförpackningar i större utsträckning om sorteringen av ofärgat från det färgade glaset förbättrades (SGÅ AB 2014 b). Enligt uppgifter från SGÅ (2014 a) går alla insamlade glasförpackningar till materialåtervinning, och 60 % blir till nya förpackningar, 30 % blir glasull (för isolering) och 10 % blir skumglas (ett konstruktionsmaterial).

Möjligheter och nytta med återvinning av glasförpackningar

När krossglas ersätter jungfruliga råvaror (sand, soda, dolomit, kalk och fältspat) uppges energiåtgången i form av gas, olja och el minska med 20 % (SGÅ AB 2014 a, FTI AB 2014 d). Om 190 000 ton glaskross används i glasindustrin uppges att en koldioxidbesparing på ca 140 000 ton uppnås (SGÅ AB 2014 a).

Det har visats att det miljömässigt är att föredra återanvändning av glasförpackningar framför materialåtervinning (Butler & Hooper 2011), och att materialåtervinning är att föredra framför andra behandlingsalternativ (Merrild, Larsen & Christensen 2012) i enlighet med avfallshierarkin. När det gäller materialåtervinning blir miljönyttan störst då så mycket av återvunnet glas som möjligt återvinns i nya glasförpackningar, medan glas som är för förorenat för förpackningsändamål med fördel kan användas som råvara till återvunnet skumglas (*recycled foam glass*, RFG) (Blengini et al. 2012, Butler & Hooper 2011). Hos SGÅ produceras tre fraktioner av varierande kvalitet där den bästa fraktionen används till förpackningsglas, mellankvaliteten till glasullstillverkning och den sämsta kvaliteten används som råvara vid skumglastillverkning (Privatimporterade glasflaskor dyr historia för Svensk glasåtervinning 2007). För tillverkningen av skumglas av återvunnet svenskt glasmaterial står företaget Hasopor Hammar AB (2012), som är lokaliserat i nära anslutning till SGÅ. För tillverkning av glasull har SGÅ två kunder; det svenska företaget ISOVER AB och det norska företaget GLAVA AS¹⁵.

Glas kan i teorin återvinnas ett oändligt antal gånger (SGÅ AB 2014 c, FTI AB 2014 d, Butler & Hooper 2011), eftersom smältning och omformning inte påverkar materialets struktur (som är densamma i fast och flytande tillstånd) eller egenskaper (Girling 2011). Det finns inte heller något teoretiskt hinder för att tillverka glasförpackningar av 100 % återvunnet material, men i praktiken begränsas detta av mängden och framförallt kvaliteten på insamlat och återvunnet glas. De begränsande faktorerna är bland annat hushållens sortering och separeringen av föroreningar, färgat och ofärgat glas (Butler & Hooper 2011). När återvunna glasförpackningar används för att producera material som glasull och skumglas kan materialet inte antas ingå i ytterligare återvinningscykler (Butler & Hooper 2011).

För nordamerikanska förhållanden har rapporterats att produktion av 1 kg glasprodukter (förpackningar) bestående av 10 % återvunnet material gav upphov till utsläpp av 1,33 kg CO₂-ekvivalenter, och för produkter bestående av 50 % återvunnet material blev utsläppen 0,97 kg CO₂-ekvivalenter (Glass Packaging Institute, GPI 2010). Rigamonti, Grosso &

¹⁴ Ulf Hellström, Produktionschef, Svensk Glasåtervinning AB, e-post 2014-03-14

¹⁵ Ulf Hellström, Produktionschef, Svensk Glasåtervinning AB, e-post 2014-03-14

Sunseri (2009) uppskattar att återvinning av ett ton glas innebär utsläppsbesparingar motsvarande 666 kg CO₂-ekvivalenter (baserat på 90 % total återvinningsgrad i systemet och ersättning av motsvarande mängd jungfrulig råvara).

Vid beräkning av indikatorer för avfallshantering föreslår IVL ett schablonvärde för att beräkna klimatnyttan som uppstår i och med materialåtervinning av glas. Materialåtervinning av ett ton glasavfall uppges ge en nettobesparing motsvarande 760 kg CO₂-ekvivalenter (Elander et al. 2014).

Cirkulering av oönskade ämnen i samband med återvinning

Vid en översiktlig litteratursökning påträffades inga studier eller rapporterade risker för exponering av oönskade ämnen genom återvinning av glas.

4.2.6 Sammanfattning

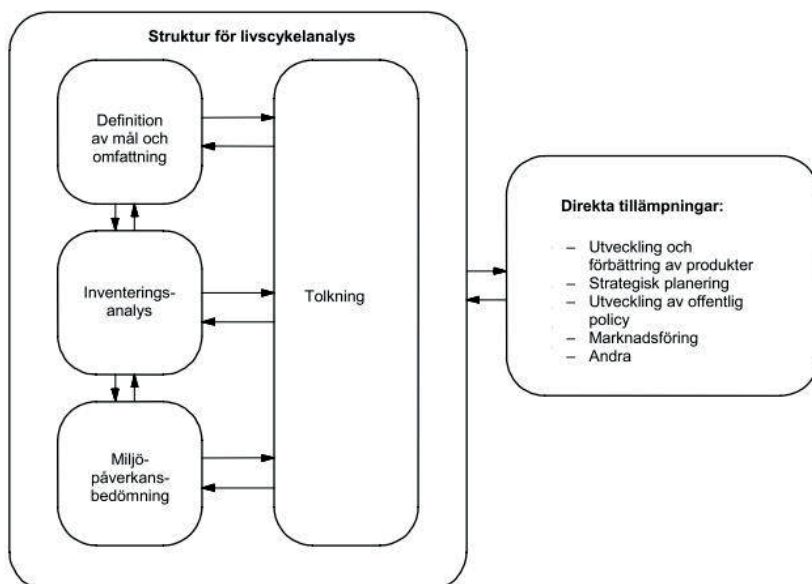
Återvinning av olika typer av material kräver olika tekniker, och olika material påverkas på olika sätt i återvinningsprocesserna. Pappers- och plastmaterial degraderas och försämras vid återvinning, och vissa förluster uppstår vid behandlingen. Metallmaterial oxiderar och bildar slagg och stoft vid smältning. Glasmaterial kan teoretiskt sett återvinnas ett oändligt antal gånger, men föroreningar gör att en del återvunnet glas är av sämre kvalitet än jungfruligt. För samtliga material uppnås energibesparingar och miljönytta vid materialåtervinning, samtidigt som klimatnyttan kan bli olika stor för olika material beroende på olika antaganden. För plast- och pappersförpackningar finns potentiella risker för cirkulering av oönskade ämnen.

4.3 Livscykelanalys

Livscykelanalys, LCA, är en typ av miljösystemanalytisk metod som används för att kartlägga och analysera miljöpåverkan från olika stadier i en livscykel av t.ex. en vara eller en tjänst. De första LCA:erna, så kallade ”resource and environmental profile analysis”, kom på 1960-talet och användes redan då för att utvärdera resursanvändning, kostnader, avfallsmängder med mera. Under de kommande årtionena utvecklades metodiken för att bättre passa de behov som fanns, bland annat kom olika initiativ för att harmonisera olika grenar av LCA och metodiken utvecklades från att huvudsakligen inkludera energi- och materialflöden till att analysera miljöpåverkan. LCA-metodiken standardiserades 1997 genom ISO 14040, och LCA kan idag bland annat användas som underlag för miljövarudeklarationer och miljömärkning typ III (Rydh, Lindahl & Tingström 2002). Metoden utvecklas alltjämt och på senare tid har en metod för att analysera sociala aspekter vuxit fram i så kallade sociala LCA:er (United Nations Environment Programme 2009, IVL Svenska Miljöinstitutet 2012). En kombination av sociala, ekonomiska och miljömässiga aspekter analyseras i en *life cycle sustainability analysis*, LCSA (Guinée et al. 2011).

4.3.1 Faser och arbetssätt

En LCA består av fyra faser: definition av mål och omfattning, inventeringsanalys, miljöpåverkansbedömning och tolkning av resultat (Swedish Standards Institute, SIS 2006 a). Under arbetets gång ska faserna ses som processer, vilket illustreras i figur 7, så att de kontinuerligt kan anpassas och omarbetas för att uppnå bästa resultat (Rydh, Lindahl & Tingström 2002).

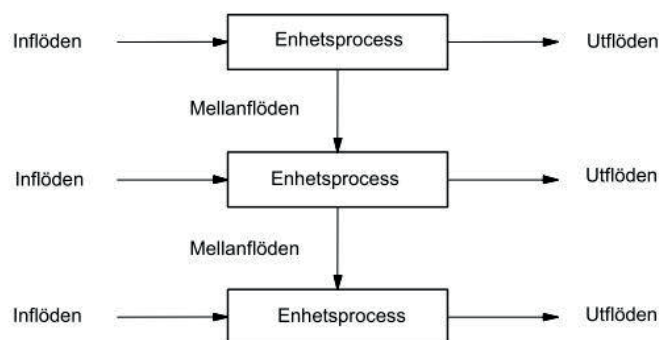


Figur 7. Faser i en LCA enligt ISO 14040 (SIS 2006 a).

I det första steget ska analysens målsättning och omfattning definieras, och då även det tänkta användningsområdet, anledningen till att studien genomförs, den tänkta målgruppen och

huruvida resultaten ska kommuniceras till allmänheten (SIS 2006 a). Generellt ställs högre krav på transparens och trovärdighet då resultaten ska kommuniceras externt eller användas i jämförelser med andra produkter (Rydh, Lindahl & Tingström 2002). När analysens omfattning bestäms ska det studerade systemet definieras och beskrivas, tillsammans med funktioner, systemgränser, funktionell enhet, allokeringmetoder, miljöpåverkanskategorier, datakrav, begränsningar och antaganden (SIS 2006 a).

Systemet som ska analyseras kan med fördel delas upp i enhetsprocesser enligt figur 8, dels för att underlätta analysen och dels för att möjliggöra att miljöpåverkan hänförs till specifika delar av systemet och livscykeln (SIS 2006 a).



Figur 8. Uppdelning av system i enhetsprocesser enligt ISO 14040 (SIS 2006 a).

4.3.2 Funktion, funktionell enhet och referensflöde

Systemet som studeras kan uppfylla flera funktioner, och vilken funktion som utgår ifrån bestäms av analysens mål och omfattning. En LCA utgår alltid från en funktion, och alla in- och utflöden ska relateras till en funktionell enhet, FE (SIS 2006 a). Valet av FE möjliggör jämförelser mellan olika system, t.ex. kan den funktionella enheten ”förpackning av 1 liter vätska” användas för att jämföra miljöprestanda hos plastflaskor och glasflaskor. Den funktionella enheten ska därför vara tydligt definierad och mätbar, och kan innehålla definitioner av kvantitet, hållbarhet och kvalitet (Rydh, Lindahl & Tingström 2002). En FE för jämförelse av färger för husfasader skulle t.ex. kunna vara att ”hålla 10 m² av husfasaden vitfärgad i 10 år” (författarens exempel). En FE ska även definiera referensflödet för ett system (SIS 2006 b), det vill säga det massflöde mellan enhetsprocesserna i systemet som krävs för att uppfylla funktionen i den funktionella enheten (Rydh, Lindahl & Tingström 2002).

4.3.3 Systemgränser

Valet av systemgränser avgör vilka enhetsprocesser i systemet som ska inkluderas i analysen, och valet ska motiveras av studiens mål och omfattning. Inga enhetsprocesser får exkluderas ur analysen utan motivering eller på ett sådant sätt att det har stor inverkan på analysens resultat (SIS 2006 b). Det är dock i princip omöjligt att inkludera alla relevanta processer i en LCA varför vissa avgränsningar måste göras. För att bestämma vilka processer och delar som kan uteslutas kan bland annat ett cut-off-värde användas, som t.ex. anger en procentsats av materialvikten. När ett visst material utgör mindre än cut-off-värdet i viktprocent av den produkt som studeras, behöver inte data för det materialet samlas in (Rydh, Lindahl &

Tingström 2002). Det är viktigt att cut-off-kriterier redovisas tydligt och deras betydelse för analysens resultat måste diskuteras (SIS 2006 b).

När systemgränser bestäms är det viktigt att de definieras på flera nivåer; mot natursystem, mot andra produkters livscyklar, geografiskt och i tiden. För en analys av en deponi ska systemgränserna avgöra hur lång tid deponin anses vara en del av teknosfären (ingå i ett av människan skapat system) innan den övergår till bio- och litosfären (ekosystemet och berggrunden), vilket får betydelse för hur lång tid läckage från deponin ska tas med i beräkningarna av miljöpåverkan. Avgränsningar mot andra produkters livscyklar kan bli aktuella t.ex. då man analyserar en produkt och utesluter tillverkningen av de maskiner som används vid råvaruframställningen för produkten. Vikten av att definiera den geografiska omfattningen kan bli betydelsefull då miljöpåverkan från utnyttjad elektricitet ska beräknas, eftersom olika geografiska regioner har olika typ av elproduktion med olika miljöpåverkan (Rydh, Lindahl & Tingström 2002).

Om det är möjligt bör systemet avgränsas så att in- och utflöden vid gränserna är elementärflöden, d.v.s. flöden av materia och energi, och inte flöden av t.ex. elektricitet eller plast (SIS 2006 b, Rydh, Lindahl & Tingström 2002).

4.3.4 Datatyper, datakällor och datakvalitetskrav

De data som används i analysen ska uppfylla de krav som bestäms i analysens mål och omfattning, men förutsatt att målsättningen uppfylls kan en blandning av uppmätta, beräknade och uppskattade data användas (SIS 2006 b). De datakategorier (flöden av material eller energi) som behandlas ska definieras i analysens mål och omfattning. Datakategorier bestäms utifrån de miljöpåverkanskategorier som ska analyseras. Exempel på miljöpåverkanskategorier är ”resursanvändning” och ”utsläpp till luft”. För dessa miljöpåverkanskategorier är exempel på datakategorier ”järn” och ”olja” respektive ”koldioxid” och ”metan” (Rydh, Lindahl & Tingström 2002).

Kraven på datakvalitet ska specificera tidsrelaterad täckning (t.ex. högsta tillåtna ålder på data och under hur lång tid som data måste ha samlats in), geografisk täckning (t.ex. lokalt, regionalt, nationellt eller globalt) och teknologisk täckning (t.ex. bästa tillgängliga teknik, medeldata eller marginaldata). För att kvaliteten av data, och därmed tillförlitligheten i resultaten, ska kunna bedömas är det också viktigt att det finns tillgänglig information om hur data tagits fram, så kallad metadata (Rydh, Lindahl & Tingström 2002).

4.3.5 Inventering

I inventeringsfasen sker insamling av data enligt de datakategorier och datakvalitetskrav som specificerats, och de beräkningar som krävs för att kvantifiera flöden till det bestämda produktsystemet görs. Beräkningarna kan beskrivas matematiskt:

$$E_1 = \sum m_1 e_1$$

Där E_1 är emission per FE i g/FE, m_1 är massflödet genom en viss enhetsprocess i kg/FE och e_1 är emissionsfaktor i g/kg. Vissa modifikationer av enheter kan behövas, t.ex. vid beräkning av emissioner från transporter (Rydh, Lindahl & Tingström 2002). På detta sätt kan emission

av en viss datakategori, t.ex. CO₂, beräknas för varje enskild enhetsprocess i systemet för att sedan adderas till den totala emissionen av CO₂ från hela systemet; produktens livscykel. Inventeringsfasen är ofta tidskrävande och för att inga väsentliga delar ska falla bort tillämpas med fördel en bestämd procedur. Första steget är att kartlägga de material och aktiviteter som behövs för att uppfylla systemets funktion, och ett processträd kan ritas upp. Sedan samlas data in för de processer som identifierats, med de datakvalitetskrav som bestämts i åtanke. Processdata från företag kan ibland vara svår att få tillgång till som utomstående, och då kan andra källor som uppgifter från branschorganisationer, miljörapporter, offentlig statistik och tidigare genomförda LCA:er behöva användas. Viktigast här är att dataluckor inte bestäms till ett nollvärde utan motivering. Dataluckor kan hanteras genom att ett värde motiveras utifrån tydliga antaganden, ett uträknat värde baserat på rapporterade värden från liknande tekniker, eller ett nollvärde motiverat med att enhetsprocessen inte bedöms vara signifikant (Rydh, Lindahl & Tingström 2002). Här spelar metadata åter igen en viktig roll. Viktigast är att de data som kan vara signifikanta för studiens resultat följs av detaljerad metadata om hur och när data sammanställts (SIS 2006 b).

När data samlats in görs beräkningar av emissioner, energi- och resursanvändning för varje enhetsprocess, som sedan kan summeras. Om resultatet verkar orimligt ur någon aspekt ska ny data inhämtas eller nya beräkningar göras, i linje med det arbetssätt som visades i figur 7. Vid energiberäkningar är det särskilt viktigt att ta hänsyn till energiproduktionen och till kvaliteten hos energi, t.ex. kan det bli avgörande om elektriciteten antas komma från kolkraft eller solkraft, och det är missvisande att jämföra 1 MWh elenergi med 1 MWh värmeenergi eftersom den förstnämnda är en mer högvärdig energiform (Rydh, Lindahl & Tingström 2002). Även förluster och effektivitetsgrader vid förbränning, omvandling, överföring och distribution ska beaktas (SIS 2006 b).

4.3.6 Allokering

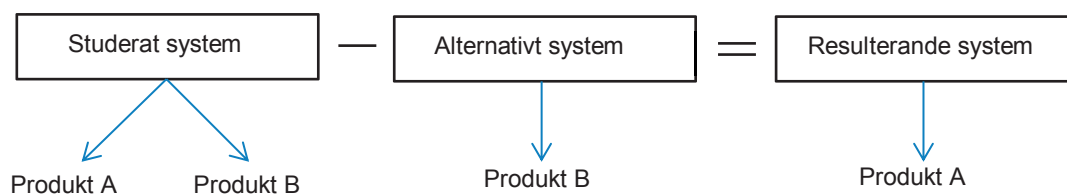
Få produktsystem är i praktiken baserade på rent linjära in- och utflöden av råmaterial, energi och produkt. Verkliga system har sällan en självklar avgränsning mot andra produktsystem, exempelvis producerar ett kraftverk sällan elektricitet endast för tillverkning av en typ av produkt. I sådana fall måste emissioner från in- och utflöden från t.ex. elproduktion fördelas mellan de olika system som utnyttjar elektriciteten, och sådan fördelning kallas allokering (Rydh, Lindahl & Tingström 2002).

ISO 14044 anger en prioriteringsordning för hur allokeringsproblem ska lösas:

- 1) Undvik allokering genom att
 - 1.1) den enhetsprocess som ska allokeras delas upp i fler delprocesser så att data för dessa kan samlas in, eller
 - 1.2) utvidga det ursprungliga produktsystemets funktion till att även innefatta biprodukters funktioner (dock med hänsyn till cut-off-kriterier).
- 2) Allokera produktsystemets flöden till de olika produkterna baserade på fysikaliska samband mellan dem, d.v.s. att allokeringen ”bör avspegla det sätt på vilket in- och utflöden påverkas av kvantitativa ändringar i produkter eller funktioner som levereras av systemet”.
- 3) När inte fysikalisk allokering är lämplig eller tillräcklig kan allokering baserad på andra samband bli aktuell, t.ex. samband mellan produkters olika ekonomiska värde (SIS 2006 b).

Vilken betydelse valda allokeringsmetoder får för studiens resultat ska alltid kontrolleras, och allokering ska undvikas i de fall där det är möjligt. Exempelvis kan allokering i ett första steg undvikas helt och hållet, och om valet inte är av signifikans för resultaten behöver inte heller en allokering göras. Om valet däremot påverkar resultaten måste man antingen gå vidare till en systemutvidgning eller besluta om lämplig allokeringsmetod (Rydh, Lindahl & Tingström 2002).

Systemutvidgning motsvarar steg 1.2 i prioriteringsordningen enligt ISO 14044 och illustreras schematiskt i figur 9 nedan. En LCA av produkt A ska göras, men produktsystemet som studeras producerar både produkt A och produkt B. Genom att subtrahera alla flöden som ingår i ett alternativt system som endast producerar produkt B, återstår de flöden som produktion av produkt A kan antas ge upphov till.



Figur 9. Princip för systemutvidgning. Baserad på figur från Rydh, Lindahl & Tingström (2002).

Vid systemutvidgning är det viktigt att kontrollera att det alternativa systemet är likvärdigt det studerade systemet för att undvika missvisande resultat (Rydh, Lindahl & Tingström 2002).

Om systemutvidgning enligt punkt 1.2 i prioriteringsordningen inte är möjlig ska allokering baserad på fysikaliska samband ske. Vilka fysikaliska egenskaper som allokeringen bör baseras på beror på hur in- och utflöden ändras vid förändring av de produkter eller funktioner som systemet levererar. Ett exempel är transporter av flera olika produkter i samma fordon. Om den mängd produkter som kan transporteras begränsas av vikt, bör allokering ske baserat på viktfordelningen mellan de olika produktslagen, så att mer emissioner allokeras till tunga produktslag. Om mängden material som kan transporteras begränsas av volym, kan det vara mer lämpligt att basera allokeringen på samband mellan produktslagens volym eller densitet (Rydh, Lindahl & Tingström 2002). Detta baseras på antagandet om att en minskning eller ökning av massan som transporteras resulterar i en minskning eller ökning av utsläpp från transporten, och att denna ökning eller minskning är direkt proportionell mot massans förändring. Ett sådant antagande underlättar beräkningarna och är därför användbart, men det är i högsta grad en förenkling av verkligheten (Ekvall 1999). Exempelvis tar det inte hänsyn till att även ett nästan helt olastat fordon förbrukar bränsle vid transport, och att massan av det som transporteras därför inte är en helt teoretiskt korrekt bas för allokering.

4.3.7 Miljöpåverkansbedömning

Under denna fas ska inventeringsdata aggregeras och omformas till mer lättolkade värden för miljöpåverkan i valda miljöpåverkanskategorier, med hjälp av klassificerings- och karakteriseringsmetoder (Rydh, Lindahl & Tingström 2002).

Det första steget i bedömningsfasen är klassificering som innebär att datakategorier sorteras i olika miljöeffektkategorier, baserat på kända naturvetenskapliga orsakssamband. En datakategori kan bidra till flera miljöeffektkategorier. Nästa steg är karakterisering där storleken av varje datakategoris påverkan på en miljöeffektkategori bestäms med hjälp av karakteriseringsmodeller, i syfte att miljöpåverkan från olika typer av ämnen ska kunna relateras till varandra. Exempelvis används oftast koldioxid som referens för miljöeffektkategorin global uppvärmning, och andra ämnens potentiella uppvärmande effekt relateras till den hos koldioxid genom multiplikation med en för ämnet och miljöeffektkategorin specifik omvandlingsfaktor, karakteriseringsfaktorn. På så sätt kan miljöpåverkan i kategorin global uppvärmning presenteras med en enda stapel där alla växthusgasers potentiella miljöpåverkan ingår (Rydh, Lindahl & Tingström 2002). Resultatet för en miljöpåverkanskategori kallas ett kategoriindikatorresultat och det kan relateras till en eller flera kategorislutpunkter. I exemplet ovan presenteras kategoriindikatorresultatet för kategorin global uppvärmning i kilogram koldioxidekvivalenter, och kategorislutpunkterna kan tänkas vara korallrev, skogar och grödor (ISO 2006 b).

Klassificering och karakterisering är obligatoriska steg i en LCA, och det är viktigt för studiens trovärdighet att alla antaganden, faktorer och valda kategorier redovisas på ett transparent sätt (SIS 2006 a).

Efter karakteriseringssteget kan resultaten normaliseras, grupperas och viktas, men dessa är alla valfria steg och ingår inte i alla LCA:er (SIS 2006 a). Kortfattat går gruppering och viktning ut på att resultaten i olika miljöeffektkategorier relateras till varandra och aggregeras ytterligare, vilket inför stora osäkerheter i resultaten. Vid viktning räknas resultaten i miljöeffektkategorier samman till en enda stapel för miljöpåverkan, för att man på så sätt lättare ska kunna jämföra total miljöpåverkan från olika produkter. Det finns ingen allmänt vedertagen metod för att vikta olika typer av miljöpåverkan mot varandra, men viktningen bygger ofta på subjektiva värderingar och resultatet är därför bara användbart i vissa fall (Rydh, Lindahl & Tingström 2002).

4.3.8 Tolkning

Tolkningsfasen pågår ständigt under arbetet med en LCA (se figur 7), men i rapportering av studien ska tolkningsdelen analysera, utvärdera och diskutera resultaten utifrån studiens begränsningar, och presentera eventuella slutsatser och rekommendationer. Datakvalitet hos ingående data ska analyseras för att fastställa om resultaten kan anses trovärdiga och om studiens datakvalitetskrav är uppnådda. Ofta genomförs även en osäkerhetsanalys, där det fastställs inom vilka intervall resultaten kan variera, och en känslighetsanalys, där olika antagandens påverkan på slutresultatet testas, t.ex. genom att variera nyckelparametrar och iaktta hur resultaten varierar med dem (Rydh, Lindahl & Tingström 2002).

I en osäkerhetsanalys görs en kvantitativ uppskattning av det spridningsintervall i resultaten som kan uppkomma i LCA:ns olika delar. För studiens mål och omfattning kvantifieras osäkerheter kopplade till systemgränser, produktens livslängd och användning, för

inventeringsdata kan osäkerheten bedömas utifrån standardavvikelser och med hjälp av så kallad Monte Carlo-modellering, och för miljöpåverkansbedömning finns osäkerheterna i de naturvetenskapliga samband som ligger till grund för karakteriseringen (Rydh, Lindahl & Tingström 2002).

Vilken betydelse antaganden har för resultatet kan testas i en känslighetsanalys för att säkerställa att resultaten inte står och faller med ett vagt motiverat antagande. Om en viss parameter medför stora förändringar i resultatet då den varieras, en s.k. nyckelparameter, kan vidare undersökning av denna vara motiverad (Rydh, Lindahl & Tingström 2002).

Utöver att rekommendationer utifrån studiens resultat presenteras kan tolkningsdelen även innehålla en förbättringsanalys, men denna regleras inte i ISO-standarderna. I en förbättringsanalys införs ny data i analysen enligt hypotetiska förbättringar, exempelvis lägre energiförbrukning som följd av energieffektivisering, för att kvantifiera vilka miljöfördelar en förbättring skulle kunna ge. När det uppskattats hur stor inverkan en förbättring får på miljöpåverkan kan detta vägas mot kostnaden av förbättringsåtgärden (Rydh, Lindahl & Tingström 2002).

Om en LCA ska publiceras offentligt ska den slutligen granskas av en extern oberoende part, vilket också bidrar till en högre trovärdighet i resultaten (Rydh, Lindahl & Tingström 2002).

4.3.9 För- och nackdelar

LCA har genom utveckling och standardisering blivit ett allt mer accepterat och populärt verktyg, och allt eftersom det utnyttjas som beslutsunderlag och vägledning inom exempelvis politik och samhällsbyggande, blir det än viktigare att vara medveten om dess begränsningar (Guinée et al. 2011). En LCA kan ge en övergripande helhetsbild av en produkts eller varas totala miljöpåverkan genom att identifiera energi- och materialflöden upp- och nedströms om själva produkten, som kanske inte annars hade upptäckts. Den kan också ge en klarare bild av vilka processer som medför den största miljöpåverkan och kan därmed utgöra beslutsunderlag till förbättringar. Med en övergripande helhetssyn kan man undvika suboptimering, det vill säga optimering av enskilda processer som minskar effektiviteten i det större systemet. LCA är dock en tidskrävande och dataintensiv typ av miljösystemanalytisk metod som kommer till störst användning då det finns behov av komplexa och detaljerade analyser (Rydh, Lindahl & Tingström 2002).

Osäkerhet och känslighet är två typer av svagheter i LCA. Känslighet syftar här på naturliga variationer i verkliga system som kan påverka resultaten i en analys, och osäkerhet syftar till brist på data, felaktiga mätningar, modellantaganden och liknande. Dessa svagheter illustreras och hanteras i viss mån i osäkerhets- och känslighetsanalyser, men kan likväl innebära att ett resultat som uppfyller kraven på tillförlitlighet inte kan uppnås (Huijbregts 1998). Olika val och avgränsningar som kan påverka känsligheten i resultaten i en LCA är bland annat tidsperspektivet, olika antaganden, datakällor och allokeringssprinciper, t.ex. vid allokering mellan återvunnet och jungfruligt material vid återvinning. Eftersom dessa val kan påverkas av den som utför och den som efterfrågar en LCA bör man dessutom vara medveten om att resultaten sällan blir helt objektiva (Ekvall et al. 2007).

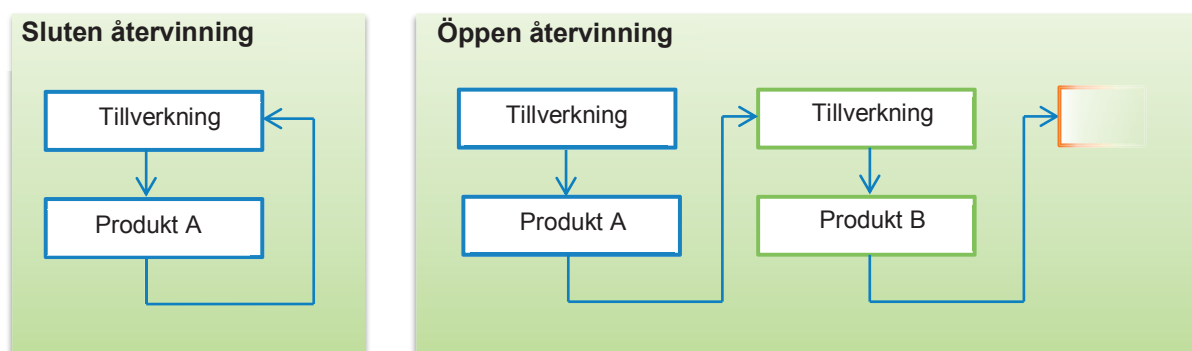
En LCA är en modell som av flera anledningar aldrig kan ge en helt korrekt beskrivning av verkligheten, bland annat för att verkligheten inte är statisk. LCA:er är typiskt linjära jämviktsmodeller av fysiska flöden, som inte tar hänsyn till förändringar över tid. De gör inte

heller skillnad på var ett ämne släpps ut, och tar inte hänsyn till eventuella *tipping points* i ekosystemen, där ytterligare utsläpp får mer allvarliga konsekvenser, eller liknande dynamiska samband av utsläpp och miljöpåverkan (Ekvall et al. 2007). Ytterligare svårigheter i tillämpning av LCA är när resultaten ska resultera i verkliga handlingar, då marknadsmekanismer, sociala strukturer och ”rebound-effekter” kan bli avgörande för om handlingar leder till förbättringar. För att tackla skillnader i användningsområden har en rad olika metoder utvecklats inom LCA-metodik, i vissa fall med inblandning av faktorer som riskbedömning och sociala aspekter (Guinée et al. 2011).

En LCA bygger på mer eller mindre korrekta kvantitativa data över alla processer som behövs för att uppfylla det studerade systemets funktion, men metoden är en uppskattning av verkligheten och inte en sanning. Engelskans benämning ”life cycle assessment” speglar detta bättre, och en korrekt översättning till svenska borde vara ”livscykelbedömning” (Rydh, Lindahl & Tingström 2002).

4.3.10 LCA-problematik kopplat till avfallshantering och återvinning

Vid avfallshantering och återvinning uppstår speciella allokeringssystem. Hur stor del av emissionerna från råvaruutvinning och produktion ska fördelas till den ursprungliga produkten, och hur mycket ska fördelas till den andra produkt som tillverkas av återvunnet material från den första produkten? En del material kan återvinnas inte bara en gång utan om och om igen, med eventuella förändringar av materialegenskaperna och därmed användningsområdena. ISO 14044 anger att de generella allokeringssystemprinciperna ska tillämpas även vid återvinning, men att särskild noggrannhet krävs eftersom flera produktsystem ofta berörs och eftersom materialens inneboende egenskaper kan förändras vid återvinning (SIS 2006 b). Principiellt kan två modeller appliceras på system som innefattar återvinning; slutna respektive öppna återvinning som illustreras schematiskt i figur 10. Vid slutna återvinning antas att det återvunna materialet kan användas igen i samma produkt medan öppen återvinning istället innebär att det återvunna materialet används i en annan produkt. För båda systemen antas materialet kunna ingå i flera återvinningsloopar, d.v.s. att det kan återvinnas flera gånger (Rydh, Lindahl & Tingström 2002).



Figur 10. Principer för slutna och öppna återvinningssystem. Baserad på Rydh, Lindahl & Tingström (2002).

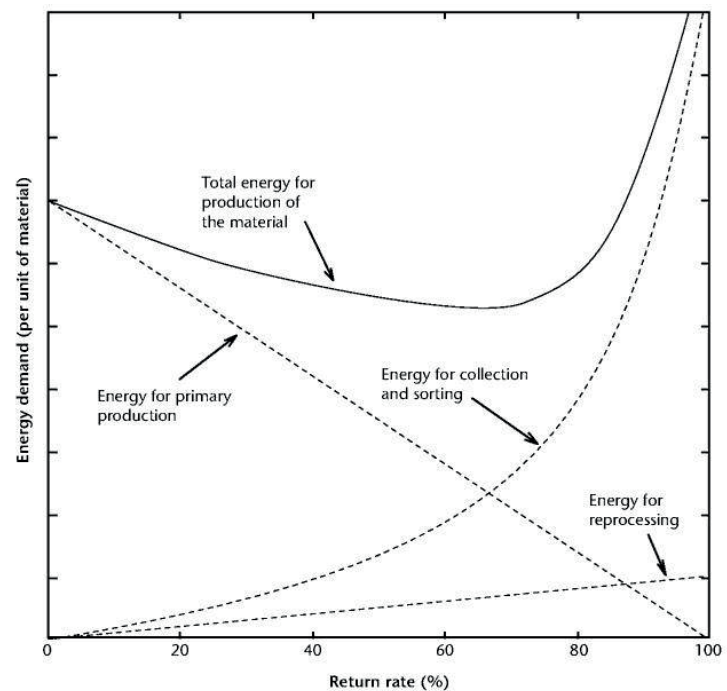
En modell för sluten återvinning blir aktuell när materialet faktiskt återvinns i samma produktcykel men den kan även appliceras om materialets inneboende egenskaper inte förändras vid återvinningen, och det på så sätt är rimligt att anta att det återvunna materialet kan ersätta jungfruligt material. Modellen för öppen återvinning appliceras då material återvinns för användning i andra produktsystem och då materialets inneboende egenskaper förändras vid återvinning (SIS 2006 b).

Det finns inga bestämda metoder som måste användas för allokering vid öppen återvinning, men möjliga angreppssätt är allokering enligt spridnings- eller uttagsbelastning. Allokering baserad på spridningsbelastning innebär att återvinningsbara produkter belastas med mindre miljöpåverkan, medan allokering baserad på uttagsbelastning fördelar mer av miljöpåverkan på den produkt som använder jungfrulig råvara och mindre på den produkt som tillverkas av återvunna material (Rydh, Lindahl & Tingström 2002). Dessa principer kan användas då systemutvidgning inte är möjlig.

Antaganden om hur många gånger samma material kan återvinnas påverkar resultatet i en LCA, vilket visats specifikt för plast och papper (Nyland et al. 2003).

Tidigare konstaterades att en LCA är en statisk modell av en dynamisk verklighet. När olika metoder för avfallshantering jämförs sinsemellan är det vanligt att välja en funktionell enhet för en viss mängd avfall, t.ex. behandling av 1 kg hushållsavfall. Detta gör det möjligt att helt exkludera de tidigare delarna i avfallets livscykel, eftersom utvinning, produktion och användning av 1 kg hushållsavfall kan anses konstant oavsett behandlingsmetod. Detta antagande kallas "zero-burden" och underlättar en jämförelse mellan behandlingsalternativ, men det innebär också att förändringar i avfallsmängder över tid inte kan hanteras, och exempelvis är det svårt att inkludera avfallsförebyggande åtgärder i analysen. Ett sätt att hantera problemet är att istället välja en funktionell enhet som "behandling av 1 års avfall från staden", men om olika alternativ innebär olika avfallsmängder kan inte ett "zero burden"-antagande längre göras (Ekvall et al. 2007).

Det kan också finnas dynamiska samband mellan återvinningsgrader och miljöbelastning från återvinning. Vid höga återvinningsgrader måste även mindre koncentrerat, mer förorenat material återvinnas, vilket ökar den energi som krävs för att sortera, behandla och återvinna materialet. Samtidigt utgör miljöbelastning från jungfrulig produktion en allt mindre andel av den totala påverkan från t.ex. ett ton material, eftersom inblandningen av återvunnet material ökar (Rankin 2011). I och med dessa samband uppstår ett återvinningsoptimum, vilket illustreras i figur 11. Detta skulle kunna innebära att en ökning av en redan mycket hög återvinningsgrad



Figur 11. Teoretisk beskrivning av återvinningsoptimum, från Rankin (2011, s. 278).

inte skulle medföra miljöfördelar, eftersom de vägs upp av ökade material- och energiinsatser. En LCA tar normalt sett inte hänsyn till sådana icke-linjära förhållanden, som måste modelleras på annat sätt (Ekvall et al. 2007).

4.3.11 Sammanfattning

LCA är ett systemanalytiskt verktyg som används för att beräkna miljöpåverkan från en vara eller tjänst över hela dess livscykel. Det är en dataintensiv och därmed tidskrävande metod som lämpar sig väl för komplicerade analyser, och har standardiserats genom ISO 14040. Viktigt i en LCA är att samtliga antaganden och system motiveras och förklaras, och att känsligheten i antaganden och beräkningar testas i en känslighetsanalys.

I analyser av system som innehåller materialåtervinning kan vissa specifika problem uppstå, bland annat hur man behandlar att återvunnet material inte alltid har samma egenskaper som jungfruligt material. LCA kan normalt sett inte modellera dynamiska funktioner i ett system, exempelvis i de fall då ökad återvinning innebär ytterligare ökade insatser för bearbetning. Dessa begränsningar bör diskuteras i analyser, och ett resultat bör alltid presenteras tillsammans med en uppskattning av dess osäkerhet och känslighet.

5. Undersökning – Kartläggning och analys av klimatnytta

I detta avsnitt presenteras en kartläggning av behandlingen av förpacknings- och tidningsmaterial från valda kommuner, samt en översiktlig analys av klimatnyttan i samband med materialåtervinning. Kommunerna som omfattas av kartläggningen presenteras i avsnitt 5.1 *Kommuner*, och metodik för analys av klimatnytta presenteras i 5.2 *Analys av klimatnytta med LCA-metodik*.

5.1 Kommuner

Av Skånes kommuner har ett fåtal valts ut för kartläggning av återvinning av förpacknings- och tidningsmaterial. De kommuner som omfattas är Hässleholm, Klippan, Perstorp och Örkelljunga. Då Klippans, Perstorps och Örkelljungas kommuner har en samordnad renhållning och avfallshantering görs en gemensam kartläggning och analys för material från dessa kommuner.

I tabell 1 nedan visas folkmängd, landareal, befolkningstäthet och andel av befolkning i tätort för de valda kommunerna. Hässleholm är den största kommunen sett till folkmängd och landareal. I Klippans och Perstorps kommuner är befolkningstätheten något högre än i Hässleholms kommun medan den i Örkelljunga är något lägre. I Hässleholms kommun bodde ca 79 % av befolkningen i tätort år 2010 medan motsvarande siffra för Örkelljungas och Klippans kommuner var ca 70 % (Statistiska Centralbyrån, SCB 2014).

Tabell 1. Folkmängd, landareal, befolkningstäthet (invånare per kvadratkilometer) och andel av befolkning i tätort efter kommun. Data från 2010, 2013 och 2014 (Statistiska Centralbyrån, SCB 2014).

	Folkmängd (antal)	Landareal (km ²)	Befolkningstäthet (invånare per km ²)	Andel av befolkning i tätort (%)
<i>Referensår</i>	2013	2014	2013/2014	2010
Hässleholm	50 227	1 268,5	39,6	79,2
Örkelljunga	9 653	319,5	30,2	70,0
Perstorp	7 139	158,7	45	80,2
Klippan	16 715	374,3	44,7	69,1

Urvalet av kommuner som inkluderas i analysen innefattar en större och flera mindre kommuner sett till yta och folkmängd. Viss skillnad finns även mellan tätheten i kommunerna. Detta utgör en grund för att eventuella skillnader i återvinning av förpackningar och tidningar som beror av dessa faktorer kan upptäckas och utredas. Följande avsnitt kommer att visa att även de avtal och system som kommunerna har för återvinning av förpackningar och tidningar skiljer sig åt.

5.1.1 Hässleholms kommun

För renhållning och avfallshantering i Hässleholms kommun ansvarar Hässleholm Miljö AB. I kommunen bor ca 50 200 personer (SCB 2014).

Sortering och insamling av förpackningar och tidningar

Allt avfall från hushåll och vissa restauranger och verksamheter i Hässleholms kommun samlas in via fastighetsnära insamling och på sex stycken återvinningscentraler. I kommunen finns inga återvinningsstationer¹⁶.

Källsorteringen hos hushållen i Hässleholms kommun och insamlingen av avfall utreddes under hösten 2013 av Miljö- och avfallsbyrån i Mälardalen AB. I skrivande stund sorteras avfall i nio fraktioner; förpackningar av metall, förpackningar av färgat glas, förpackningar av ofärgat glas, förpackningar av papper, förpackningar av plast, tidningar, organiskt avfall, brännbart avfall och deponi. För hushållen med fastighetsnära insamling sker sorteringen i två tunnor (organiskt och brännbart i en tunna, tidningar och deponi i andra), två säckar (plastförpackningar i ena säcken och pappersförpackningar i andra) och tre hinkar (för metallförpackningar, färgade respektive ofärgade glasförpackningar). Tunnan med deponirest och tidningar hämtas 13 gånger/år, tunnan med matavfall och brännbart avfall hämtas 26 gånger/år, varannan gång hämtas även hink för ofärgat glas och varannan gång hämtas hink för metall. Säckar för plast- respektive pappersförpackningar hämtas 6 gånger/år på separata turer (Miljö- och avfallsbyrån i Mälardalen AB 2013). För flerbostadshus sker sortering av respektive fraktion i separat tunna. Efter undersökningar under hösten 2013 beslutades att sortering i fyrfackskärl successivt ska införas för hushållen i kommunen¹⁷.

Under 2013 samlade kommunen totalt in

- 544 ton pappersförpackningar,
- 229 ton plastförpackningar,
- 431 ton ofärgade glasförpackningar,
- 335 ton färgade glasförpackningar,
- 153 ton metallförpackningar och
- 1975 ton tidningar

via fastighetsnära insamling och ÅVC¹⁸. Insamlat avfall transporteras till Hässleholm Miljö anläggning i Vankiva, via företaget RenoNorden AB¹⁹.

Hantering av förpacknings- och tidningsmaterial

På anläggningen i Vankiva mellanlagras återvinningsmaterial innan det lastas om för vidare transport. För omhändertagande och återvinning av förpackningsavfall har Hässleholm Miljö avtal med FTI (plast, papp, metall) och Svensk Glasåtervinning (glas)²⁰.

¹⁶ Veronika Ekstrand, Utredare Hässleholm Miljö AB, intervju 2013-01-29

¹⁷ Veronika Ekstrand, Utredare Hässleholm Miljö AB, intervju 2013-01-29

¹⁸ Dolores Öhman, Chef för avfallsinsamling och kundtjänst Hässleholm Miljö AB, e-post 2013-01-29

¹⁹ Veronika Ekstrand, Utredare Hässleholm Miljö AB, intervju 2013-01-29

Hässleholm Miljö AB har inget avtal med FTI för returpapper. Istället har man ett avtal med TMR AB som uppfyller de juridiska krav som ställs i samband med producentansvaret. Hässleholm Miljö säljer själva tidningsmaterial och enligt avtal går en viss procentsats (ca 2 %) av försäljningen till TMR. Hässleholm är inte först bland skånska kommuner att inte ingå avtal med FTI om returpapper, och man har valt avtalet med TMR för att man på det sättet kan få mer betalt för returpappret; det tyska pappersbruket kan betala ca 700 kr/ton jämfört med FTI som kan betala ca 300 kr/ton. Anledningen till att man valt att behålla avtal med FTI för förpackningar är att det inte finns samma lönsamhet i att byta avtal för de fraktionerna²¹.

5.1.2 Perstorps, Klippans och Örskelljungas kommuner

För renhållningen i Perstorps, Klippans och Örskelljungas kommuner ansvarar kommunalägda Närab, Norra Åsbo Renhållningsaktiebolag. De flesta av kommunernas invånare bor i småhus (Närab 2014).

Sortering och insamling av förpackningar och tidningar

Invånarna erbjuds FNI där avfall sorteras i 8 fraktioner i två flerfackstunnor; tidningar, pappersförpackningar, metallförpackningar och ofärgade glasförpackningar i den ena tunnan och färgade glasförpackningar, hårda plastförpackningar, matavfall och restavfall i den andra tunnan. Ca 90 % av hushållen har valt FNI för förpackningar och tidningar. I kommunerna finns även sju ÅVC:er (Närab 2010), och på dessa kan plastmaterial lämnas i en container som hämtas av FTI. Närab har dock inga avtal med FTI, och i undersökningen beaktas endast det material som samlas in i Närabs regi via FNI och ÅVC²².

Vad gäller förpackningar av mjukplast erbjuds inte FNI men hushållen kan lämna mjukplast i FTI:s containrar på ÅVC:erna. Företag och flerbostadshus erbjuds hämtning av mjukplast men enligt Närab är det få som utnyttjar tjänsten. Den mjukplast som samlas in säljer Närab själva till den aktör som erbjuder högst betalning, och i perioder har insamlad mjukplast gått till förbränning²³.

Under 2013 samlade Närab totalt in

- 367 ton pappersförpackningar,
- 143 ton hårdplastförpackningar,
- 325 ton ofärgade glasförpackningar,
- 280 ton färgade glasförpackningar,
- 97 ton metallförpackningar och
- 1593 ton tidningar

via fastighetsnära insamling och ÅVC²⁴. Insamlat avfall transporteras till Närabs anläggning i Hyllstofta²⁵.

²⁰ Dolores Öhman, Chef för avfallsinsamling och kundtjänst, Hässleholm Miljö AB, intervju 2013-01-29

²¹ Dolores Öhman, Chef för avfallsinsamling och kundtjänst, Hässleholm Miljö AB, intervju 2013-01-29

²² Sandra Persson, Renhållningsansvarig, Närab, intervju 2014-03-25

²³ Sandra Persson, Renhållningsansvarig, Närab, e-post 2014-03-11

²⁴ Sandra Persson, Renhållningsansvarig, Närab, e-post 2014-02-21

Hantering av förpacknings- och tidningsmaterial

För intransport av avfall anlitar Nårab företaget Ohlssons AB, och Nårabs kontor och avfallsanläggning finns i Hyllstofta, Klippan (Nårab 2014). På anläggningen mellanlagras återvinningsmaterial innan det transporteras vidare. Vid transport av förpackningar av metall, plast och kartong (papper) används speciella containrar där material trycks in med speciell utrustning på anläggningen, för att komprimera materialet inför en mer effektiv transport²⁶.

För omhändertagande av tidningar, pappers-, plast- och metallförpackningar har Nårab avtal med TMR, och för glasförpackningar har man avtal med Svensk Glasåtervinning²⁷.

²⁵ Sandra Persson, Renhållningsansvarig, Nårab, intervju 2014-03-25

²⁶ Sandra Persson, Renhållningsansvarig, Nårab, intervju 2014-03-25

²⁷ Sandra Persson, Renhållningsansvarig, Nårab, e-post 2014-02-21

5.2 Analys av klimatnytta med LCA-metodik

I detta avsnitt presenteras ramarna för analysen av den klimatnytta som uppstår då förpackningar och tidningar materialåtervinns. Analysen och de beräkningar som ligger till grund för resultaten följer i stora drag den standardiserade metodik för LCA som återfinns i ISO 14040 och ISO 14044 (se avsnitt 4.3 *Livscykelanalys*).

Resultat från karakterisering redovisas i avsnitt 6.2 *Beräkningar av klimatnytta med LCA-metodik* tillsammans med resterande delar av analys med LCA-metodik – känslighetsanalys, datakvalitet och analys av resultat.

5.2.1 Definition av mål och omfattning

Syfte

Syftet med denna analys är att förse valda avfalls- och renhållningsbolag med kunskap om hur hanteringen av förpacknings- och tidningsmaterial fungerar i dagsläget, och hur den eventuellt kan förbättras. För att finna eventuella förbättringspotentialer görs en jämförelse mellan de olika kommunerna och klimatnyttan i de olika systemen. De avfallsfraktioner som inkluderas är tidningar, pappersförpackningar, plastförpackningar, metallförpackningar och glasförpackningar.

Målsättning och omfattning

Målsättningen är att ta fram kartläggningar av materialströmmar så långt det är möjligt att följa dessa, och att utifrån dessa materialströmmar göra översiktiga beräkningar av klimatnyttan i insamlings- och återvinningssystemen. För att kunna göra en bedömning av nyttan i systemen görs en jämförelse med ett referensscenario utan materialåtervinning, där materialen istället antas behandlas som restavfall med övrigt avfall från hushållen, det vill säga förbränning med energiåtervinning för brännbara material eller deponi för icke-brännbara material.

Målsättningen är inte att ta fram en heltäckande LCA för varje material och återvinningssystem eftersom detta är ett omfattande arbete som inte kan genomföras inom ramen för denna undersökning. En översiktlig analys kan likväl bidra med information om hur väl återvinningssystemen fungerar och ge en uppfattning om den klimatmässiga nyttan av materialåtervinning av kommunernas förpacknings- och tidningsmaterial.

Avsedda tillämpningar och målgrupper

Målgruppen är främst anställda inom avfallsbolag som hanterar insamling och i viss mån upphandling av återvinning av förpacknings- och tidningsmaterial. Den avsedda tillämpningen för analysen är som kunskapsunderlag för framtida förbättringsarbete hos dessa parter, och i viss mån kan delar av resultaten användas i kommunikation med hushåll i kommunerna.

Funktionell enhet och referensflöde

Som funktionell enhet, FE, för de studerade systemen anges

”omhändertagande av 1000 kg återvinningsfraktion från hushåll”

I definitionen avses med återvinningsfraktion den fraktion som undersöks i respektive system, det vill säga tidningar, pappers-, metall-, plast- och glasförpackningar. För analys av materialåtervinning av plastförpackningar blir FE ”omhändertagande av 1000 kg plastförpackningsfraktion från hushåll”. Med 1000 kg plastförpackningsfraktion avses 1000 kg av det material som hamnar i hushållens kärl avsedda för insamling av plastförpackningar, vilket innebär att även felsorterat material i denna fraktion inkluderas i de 1000 kg. De två fraktionerna för färgat glas och ofärgat glas behandlas som en enda fraktion (glasförpackningar), för vilken beräkningar och resonemang kan appliceras på båda fraktionerna färgat och ofärgat glas.

Samtliga funktionella enheter är

- ”omhändertagande av 1000 kg tidningsfraktion från hushåll”
- ”omhändertagande av 1000 kg pappersförpackningsfraktion från hushåll”
- ”omhändertagande av 1000 kg metallförpackningsfraktion från hushåll”
- ”omhändertagande av 1000 kg plastförpackningsfraktion från hushåll”
- ”omhändertagande av 1000 kg glasförpackningsfraktion från hushåll”

Referensflödet, det vill säga det flöde som uppfyller systemets funktion, är 1000 kg av respektive återvinningsfraktion. Med återvinningsfraktion avses som beskrivet ovan det material som samlas in från hushållen i behållare för tidningar, pappers-, metall-, plast- och glasförpackningar.

Miljöeffektkategorier

Den miljöeffektkategori som undersöks är global uppvärmning, i enlighet med syftet att undersöka klimatnytta. Andra aspekter som användning av energi och råvaror tas upp i litteraturstudien och diskuteras som komplement till resultaten för klimatnytta. Inte heller eventuella ekotoxiska eller humantoxiska effekter utvärderas här men eventuella risker för exponering av potentiellt farliga ämnen i samband med materialåtervinning tas upp i litteraturstudien.

Global uppvärmning

Jorden utsätts ständigt för energirik strålning från solen. En del av denna strålning reflekteras eller absorberas av atmosfären medan en del passerar genom den och träffar jordytan, där den antingen reflekteras eller absorberas och värmer jorden. Från den uppvärmda jorden skickas värmestrålning ut mot atmosfären igen där den antingen passerar ut i rymden eller absorberas av molekyler och partiklar i atmosfären. Strålningen som absorberas av molekyler i atmosfären avges igen, och sänds tillbaka ut i rymden eller in mot jordytan. Ju mer värmestrålning som absorberas och skickas tillbaka in mot jordens yta, desto varmare blir jordens klimat, vilket kallas växthuseffekten eller global uppvärmning. Förekomsten av vissa gaser i atmosfären ökar mängden strålning som absorberas i atmosfären efter att den

reflekterats av jordytan, och dessa kallas växthusgaser. Några av de vanligaste växthusgaserna är vattenånga, koldioxid – CO₂, metan – CH₄ och lustgas – N₂O (Bernes 2007). De har olika stark växthusverkan; metan är en 34 gånger starkare växthusgas än koldioxid, och lustgas är en 298 gånger starkare växthusgas än koldioxid (Myhre et al. 2013), vilket beror på molekylernas uppbyggnad och livslängd i atmosfären. Trots att vattenånga är en växthusgas är koncentrationen av vatten i atmosfären redan är så pass hög att ännu högre halter inte leder till ökad uppvärmning (Bernes 2007).

Människans industriella revolution och utbredda användning av fossila bränslen som kol och olja har lett till att halten av växthusgaser och framförallt CO₂ i atmosfären ökat och fortfarande ökar stadigt. Detta gör att växthuseffekten ökar, och en global uppvärmning sker (IPCC 2013). Hastigt höjda medeltemperaturer på jorden anses utgöra ett problem av flera anledningar, bland annat för att havsytan stiger till följd av att is smälter och vatten expanderar, vilket leder till att landytor översvämmas. Klimatzoner förskjuts vilket kan innebära att växt- och djurarter som inte flyttar eller anpassas dör ut. Havsströmmar och vindsystem påverkas på sätt som är svåra att överblicka, öknar blir varmare och torrare och nederbörden förändras. Ökade temperaturer kan sätta igång andra processer som i sin tur leder till ökad växthuseffekt, till exempel uppvärmning av tundra som frigör metan – en av växthusgaserna. CO₂-halten i atmosfären står i jämvikt med mängden löst CO₂ i haven, och ökade CO₂-halter i atmosfären leder till högre koncentrationer av kolsyra, H₂CO₃, i havsvattnet. Högre kolsyrekoncentrationer gör havsvattnet surare, vilket utgör problem för organismer med kalkbaserade skelett och skal som koraller. Växthuseffekten förändrar helt enkelt klimatet på jorden. Utan växthuseffekten skulle livet på jorden inte se ut som det gör och medeltemperaturen vid jordytan skulle vara ca -19°C. Problematiken idag är att uppvärmningen sker till följd av mänsklig aktivitet i en hastighet som innebär problem för människor och för andra organismer (Bernes 2007).

Datakategorier

För samtliga enhetsprocesser som innefattas i de system som studeras samlas data i relevanta datakategorier in. För den valda miljöeffektkategorin, global uppvärmning, samlas data in för användning av

- elektricitet
- bränslen

och utsläpp av följande växthusgaser:

- koldioxid CO₂
- metan CH₄
- dikväveoxid N₂O

Dessa datakategorier används för att beräkna systemens totala påverkan på miljöeffektkategorin global uppvärmning.

Metodik och datakvalitetskrav

Beräkningar av miljönytta görs med stöd av LCA-metodik enligt ISO 14040 och 14044. Data samlas in från kommuner, entreprenörer som anlitas av kommunerna, återvinningsföretag samt från rapporter, studier och annan litteratur. Uppgifter som behandlas är mängder avfall, transportsträckor samt transportmetoder och bränslen, återvinningsgrader, energi- och materialåtgång vid återvinning, användning av återvunnet material, hantering av restprodukter med mera.

I första hand eftersträvas primärdata från de aktörer som hanterar material. I andra hand används data från andra studier och rapporter, och i tredje hand görs uppskattningar utifrån litteratur och andra källor. I de fall då tillförlitlig primärdata inte kan användas inhämtas data från andra källor, och i de fall då sådana data har signifikant påverkan på slutresultaten eftersträvas en mer ingående analys av tillförlitlighet och täckning vad gäller teknik, geografi och tid. I de fall då sådana data inte påverkar slutresultatet nämnvärt accepteras användningen av data i analysen.

Krav som ställs på data är en högsta ålder av tio år och en geografisk täckning som motsvarar Europa, Norden eller Sverige. Undantaget är elektricitet för vilken specifik täckning krävs motsvarande regionen där elektricitet används. Vad gäller teknologisk täckning eftersträvas en nulägesbeskrivning, och i de fall där olika moderna tekniker utnyttjas ska detta speglas i analysen.

För karakterisering används karakteriseringsfaktorer från IPCC:s rapport från 2013 (Myhre et al. 2013), vilka presenteras nedan i tabell 2. De faktorer som används är baserade på olika ämnens uppvärmningspotential (GWP, *global warming potential*) sett över en tidsperiod på 100 år. Uppvärmningspotential hos olika ämnen relateras till den hos CO₂, som ges GWP 100-värdet 1.

Tabell 2. Karakteriseringsfaktorer för växthusgaser. GWP 100 beskriver uppvärmningspotentialen sett över en tidsperiod på 100 år, relaterat till CO₂ som har värdet 1 (Myhre et al. 2013).

Ämne	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
GWP 100	1	34	298

I de fall då inhämtad data endast finns tillgänglig i enheten kg CO₂-ekvivalenter där karakterisering redan gjorts, har beräkningar antagligen gjorts med en äldre och något lägre karakteriseringsfaktor för metan. Denna typ av data accepteras i beräkningar i brist på andra källor, och med antagandet att en något lägre karakteriseringsfaktor för metan inte har någon väsentlig påverkan på resultaten i denna analys.

5.2.2 Systembeskrivning

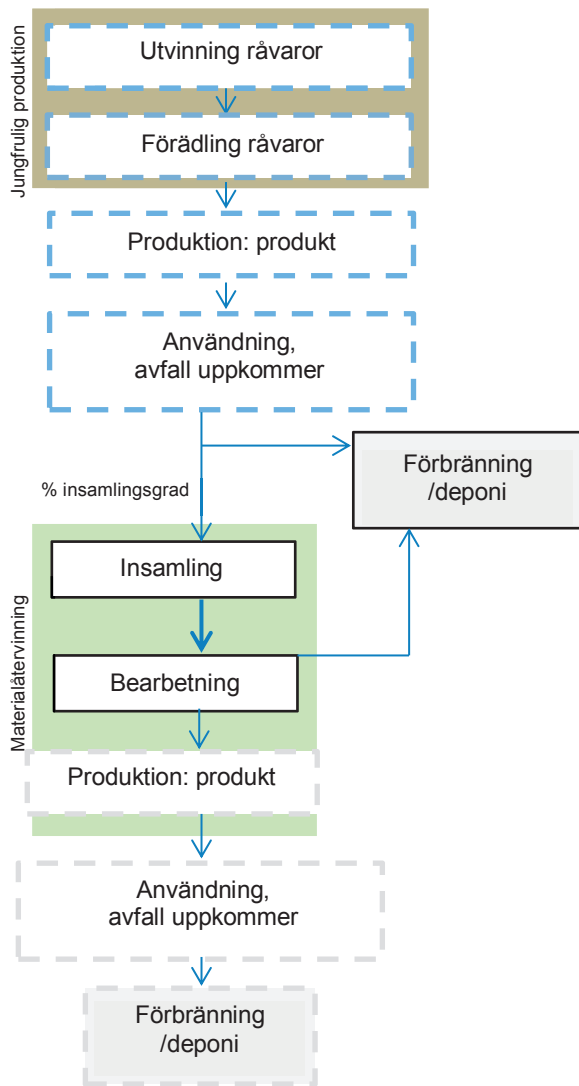
Systemet som uppfyller den generella funktionella enheten ”omhändertagande av 1 000 kg återvinningsfraktion från hushåll”, och som ligger till grund för beräkningar, visas i figur 12. I det studerade systemet materialåtervinns förpackningar och tidningar, och gemensamt för alla materialslag är att systemet innehåller enhetsprocesserna insamling, transporter och behandling av återvinningsmaterial.

Det studerade systemet med materialåtervinning jämförs med referenssystemet där allt material förbränns (papper och plast) eller deponeras (glas och metall). Processer som inträffar uppströms från det att avfall bildas – utvinning av råvaror, förädling av råvaror, produktion samt användning – tas inte med i beräkningar eftersom dessa anses vara desamma för det studerade systemet (med materialåtervinning) och referenssystemet (utan materialåtervinning). Således görs ett zero burden-antagande för ingående avfallsmaterial, det vill säga att miljöpåverkan från tidigare enhetsprocesser kvittas mot varandra i det studerade fallet och i referensfallet (se avsnitt 4.3.10 *LCA-problematik kopplat till avfallshantering och återvinning*). Dessa enhetsprocesser visas med blå streckad ram i figur 12.

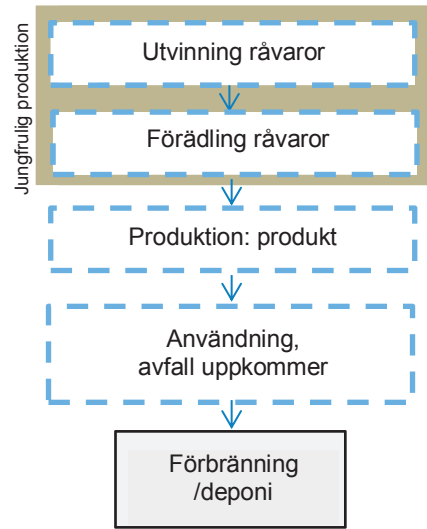
För att jämföra det studerade systemet där förpackningar och tidningar materialåtervinns med referensscenariot då ingen materialåtervinning sker, kompletteras systemet med tre alternativa system – produktion av jungfruliga material, förbränning av importerat hushållsavfall för energi- och värmeproduktion samt deponering av importerat hushållsavfall. Figur 12 visar vilka enhetsprocesser som ingår i dessa alternativa system, samt vilka av processerna som ingår i beräkningar (de med hel ram). Figur 13 visar hur samtliga system används vid beräkningar. För det studerade systemet samt det alternativa systemet för förbränning av importerat hushållsavfall, gäller att klimatpåverkan från processerna tillkommer vid materialåtervinning. För de alternativa systemen för nyproduktion av jungfrulig råvara samt deponi av hushållsavfall, gäller att klimatpåverkan från processerna undviks vid materialåtervinning. I figur 13 illustreras dessa principer med plus och minus framför systemen.

För samtliga material antas en återvinningscykel, det vill säga att det material som samlas in materialåtervinns en gång och sedan används i nya produkter eller omhändertas på annat sätt. Systemgränserna definieras så att ingen hänsyn tas till vidare användning av återvunnet material, oavsett om det materialåtervinns fler gånger, deponeras eller förbränns längre fram i tiden. Detta resonemang bygger på att processer nedströms materialåtervinningsprocesserna, ser likadana ut för det studerade systemet och referenssystemet utan materialåtervinning, då detta kompletteras med systemet för produktion av jungfrulig råvara. De enhetsprocesser som kan kvittas mot motsvarande enhetsprocesser i referenssystemet kompletterat med alternativa system, visas med streckade rutor i figur 12. Dessa enhetsprocesser ingår därför inte i beräkningar.

Studerat system

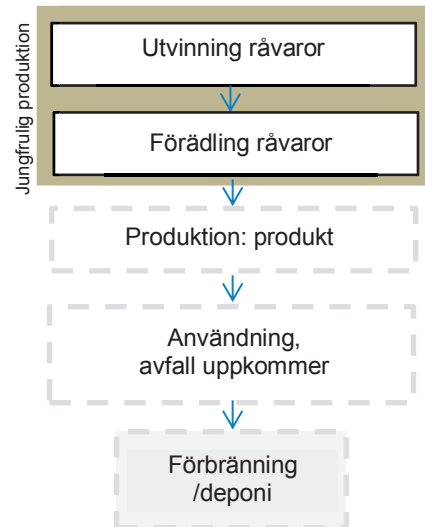


Referenssystem



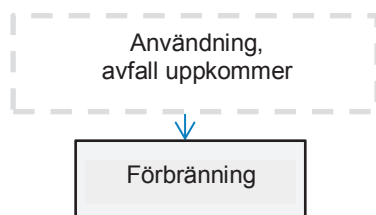
Alternativt system: nyproduktion

Nyproduktion av jungfrulig råvara

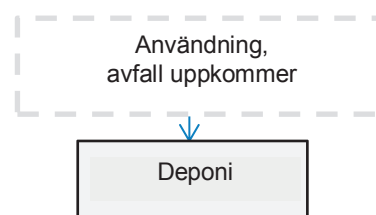


Alternativa system: förbränning

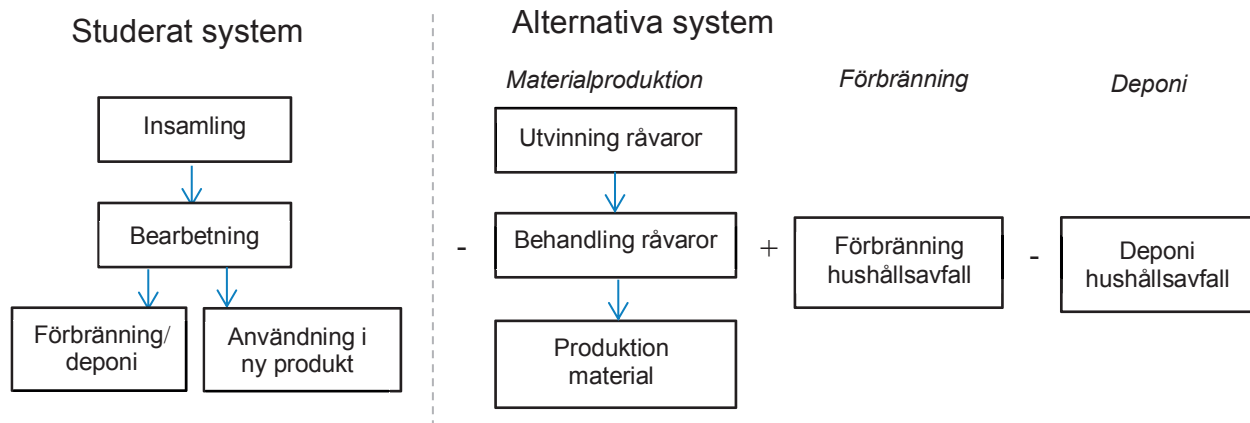
Förbränning av importerat hushållsavfall



Deponi av importerat hushållsavfall



Figur 12. Schematisk beskrivning av det generella studerade systemet, referenssystem utan materialåtervinning och alternativa system för produktion av jungfrulig råvara samt förbränning respektive deponi av importerat hushållsavfall. Enhetsprocesser med streckad ram ingår inte i beräkningar.



Figur 13. Översiktlig beskrivning av studerat systemet med kompletterande alternativa system för produktion av jungfruligt material och förbränning respektive deponering av importerat hushållsavfall.

Samtliga materialslag antas ingå i ett system med öppen återvinning eftersom material i vissa fall antas användas i andra typer av produkter (gäller för plast, metall, en viss del glas) eller att materialets inneboende egenskaper förändras vid återvinningen (gäller främst papper och plast). Vid materialåtervinning antas att det återvunna materialet ersätter jungfruligt material i nya produkter, vilket leder till en minskad produktion av jungfruligt material. För att inkludera detta i beräkningar subtraheras miljöpåverkan från nyproduktion av motsvarande mängd jungfruligt material.

Samtliga material kan, rent tekniskt, återvinnas mer än en gång. För vissa material gäller också att återvunnen råvara kan användas vid produktion av nya tidningar och förpackningar, vilket möjliggör fler återvinningscykler i återvinningsystemen för dessa produkttyper. Information om insamlingsgrader finns dock inte tillgänglig, och beräkningar med ytterligare återvinningscykler anses därför medföra stora osäkerheter för att en utvidgning av systemgränsen ska motiveras. Systemgränsen innefattar inte heller de maskiner och annan teknisk utrustning som krävs för att omhänderta och behandla avfall, det vill säga att tillverkning och avfallshantering av maskiner inte tas med i beräkningar.

Brännbart material (papper och plast) som materialåtervinnas undgår förbränning, och andra bränslen måste utnyttjas för att upprätthålla samma el- och värmeproduktion från förbränningsanläggningarna. Här antas att blandat hushållsavfall ersätter materialet som bränsle i pannorna, vilket illustrerar ett scenario där frigjord kapacitet i svenska förbränningsanläggningar leder till förbränning av importerat hushållsavfall. För att inkludera detta i beräkningar adderas miljöpåverkan från förbränning av hushållsavfall. Till följd av en ökad förbränning av importerat hushållsavfall undviks deponering av samma avfall i det land det importeras från. I beräkningarna inkluderas detta genom att miljöpåverkan från deponi av motsvarande mängd hushållsavfall räknas som en undviken miljöbelastning till följd av materialåtervinning. Motsvarande resonemang används i andra studier (bland annat av Elander et al. 2014).

Kompensation för utebliven förbränning gäller endast brännbara material, nämligen tidningar, pappersförpackningar och plastförpackningar. Metall- och glasförpackningar anses inte vara brännbara och de alternativa systemen för förbränning respektive deponi av importerat hushållsavfall gäller därför inte dessa fraktioner. Istället antas att alternativet för metall och glas är deponi, och att inga växthusgaser bildas vid deponering. Aluminium som hamnar i en förbränningspanna borde teoretiskt oxidera, men studier har visat att det istället kan passera genom pannan utan att reagera kemiskt (Backman et al. 2007). Här antas därför att aluminium deponeras.

Processtråd för materialåtervinning av respektive fraktion presenteras tillsammans med beräknade utsläpp av växthusgaser från varje enhetsprocess i bilaga 2.

I följande avsnitt görs en översiktlig beskrivning av systemen, de data som inhämtats och uppskattningen av materialförluster i samband med återvinning.

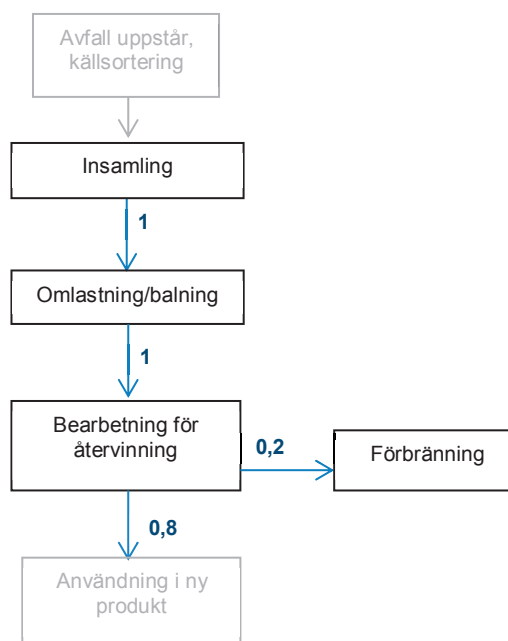
Materialåtervinning av tidningar

För materialåtervinning av tidningar har inga primärdata inhämtats vad gäller materialförluster i systemet. Uppskattningen av materialförluster i samband med återvinning av tidningar görs utifrån litteratur som behandlats i litteraturstudien. Figur 14 visar det studerade systemet för återvinning av tidningar.

Inom enhetsprocessen *bearbetning för återvinning* följs materialet till och med tillverkning av pappersmassa, varefter det antas ersätta jungfruligt material. Processer för tillverkning av pappersprodukter av pappersmassa inkluderas därför inte.

Vid förbränning antas att tidningar inte bidrar till utsläpp av fossil CO₂, och därför beräknas förbränning av tidningar inte bidra till utsläpp av växthusgaser.

Vid beräkningar av utebliven miljöpåverkan från undviken produktion av jungfrulig pappersmassa, antas att tidningspapper tillverkas av mekanisk massa.



Figur 14. Översiktlig systembeskrivning av materialåtervinning av tidningar. Siffror visar materialflöden i ton.

Materialåtervinning av pappersförpackningar

Vid beräkningar och kartläggning antas att pappersförpackningar består till 100 % av papper. Uppskattningen av materialförluster i samband med återvinning av pappersförpackningar görs utifrån data från Fiskeby Board AB, och för andra processer som lagring, omlastning och balning görs antagandet att inga förluster sker. Figur 15 visar det studerade systemet för återvinning av pappersförpackningar.

Inom enhetsprocessen *bearbetning för återvinning* följs materialet till produktionen av pappersmassa, varefter det antas ersätta jungfruligt material. Processer för tillverkning av pappersprodukter av pappersmassa inkluderas därför inte.

Vid förbränning antas att pappersförpackningar består av 100 % papper och därför inte bidrar till utsläpp av fossil CO₂. Därför beräknas förbränning av pappersförpackningar inte bidra till utsläpp av växthusgaser.

Vid beräkningar av utebliven miljöpåverkan från undviken produktion av jungfrulig pappersmassa, antas att pappersförpackningar tillverkas av 50 % mekanisk massa och 50 % sulfatmassa.

Materialåtervinning av metallförpackningar

För metallförpackningar används den funktionella enheten ”omhändertagande av 1000 kg insamlad metallfraktion”. I realiteten består förpackningarna av olika metaller, främst stål (plåt) och aluminium. För insamling och transport av blandade metallförpackningar beräknas miljöpåverkan på samma sätt som för övriga material. Efter sortering av fraktionen, då aluminium och stål separeras, görs vidare beräkningar för miljönytta som uppstår i och med återvinning av de olika metallfraktionerna. Eftersom den funktionella enheten beskriver den blandade fraktionen redovisas resultatet för denna, och inte separat för de olika metallerna. Med detta angreppssätt undviks allokering av miljöpåverkan från gemensamma processer för aluminium- och stålmaterial.

Förluster uppstår vid smältning av metallerna och storleken på förluster uppskattas utifrån information från Stena Aluminium för aluminium och från Ovako Bar för stål.

Figur 16 visar det studerade systemet för metallförpackningar. För enhetsprocesserna *bearbetning för återvinning* följs materialen till och med produktion av tackor eller likvärdiga gjutna produkter, varefter de antas ersätta jungfruligt material. För stål inkluderas inte data för valsning av gjutna balkar eftersom denna antas vara samma för jungfruligt material som för återvunnet material.

Det faktum att Stena Aluminium levererar spillvärme till fjärrvärmenätet i Älmhult tas inte med i beräkningar.

Vid bearbetning av metallskrot uppstår restprodukter i form av slagg och stoft som deponeras. På grund av bristande information om vidare omhändertagande av dessa massor inkluderas inte behandlingen av dessa i beräkningar.

Materialåtervinning av plastförpackningar

För materialåtervinning av plastförpackningar från Hässleholm görs en uppskattning av materialförluster i systemet utifrån litteratur som behandlas i litteraturstudien. För plastförpackningsfraktionen från Närab baseras materialförluster i systemet på information från Ohlssons AB. Endast fraktionen för plastförpackningar som hushållen kan sortera vid hemmet inkluderas, vilket i Närabs fall innebär att eventuell separat behandling av mjukplast inte ingår i det studerade systemet.

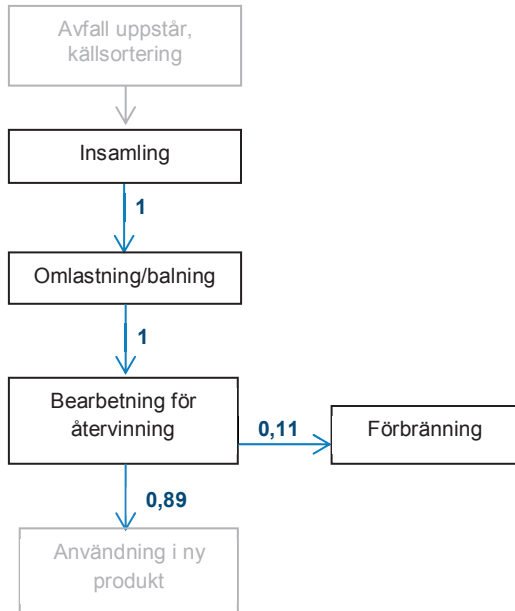
Fukthalt i materialet utgör en osäkerhet vid bedömningen av förluster i samband med återvinning. Information angående fukthalt i inkommande material samt viktmässiga förluster i form av fukt hämtas från litteraturstudien.

Figur 17 visar det studerade systemet för plastförpackningar. För enhetsprocessen *bearbetning för återvinning* följs materialet till och med produktion av rena flingor eller granulat, varefter det antas ersätta jungfruligt material.

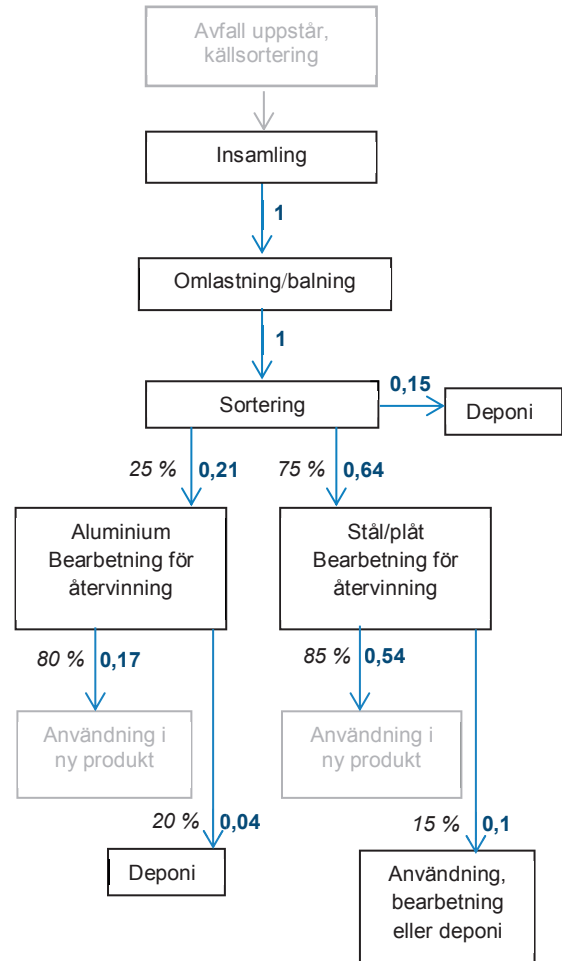
Materialåtervinning av glasförpackningar

Information om förluster i samband med bearbetning av glasförpackningar för återvinning hämtas från Svensk Glasåtervinning AB, SGÅ. Förlusterna i systemet sker i samband med sortering av materialet hos SGÅ, och inget material antas förloras vid omlastning.

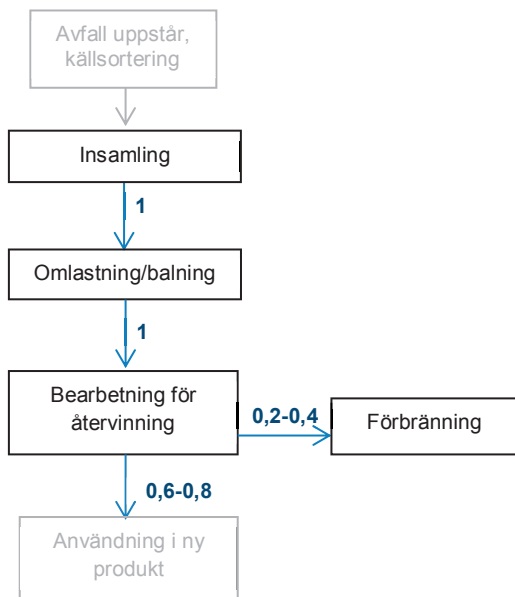
Figur 18 visar det studerade systemet för glasförpackningar. För enhetsprocessen *bearbetning för återvinning* följs materialet till och med produktion av krossglas, varefter det antas ersätta jungfruligt material. I beräkningarna adderas dock den bränslemängd som krävs för att smälta krossglas, eftersom motsvarande process ingår i de data som representerar jungfrulig produktion.



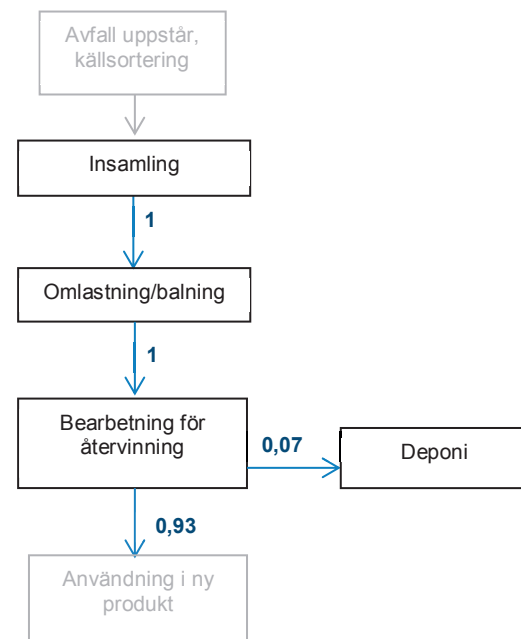
Figur 15. Översiktlig systembeskrivning av materialåtervinning av pappersförpackningar. Siffror visar materialflöden i ton.



Figur 16. Översiktlig systembeskrivning av materialåtervinning av metallförpackningar. Siffror visar materialflöden i ton, och procentuell andel av utflödet från enhetsprocessen.



Figur 17. Översiktlig systembeskrivning av materialåtervinning av plastförpackningar. Siffror visar materialflöden i ton.



Figur 18. Översiktlig systembeskrivning av materialåtervinning av glasförpackningar. Siffror visar materialflöden i ton.

5.2.3 Inventering

Källor för indata som samlats in i inventeringsfasen presenteras i bilaga 1. Karakteriserade inventeringsdata redovisas per enhetsprocess i bilaga 2.

För beräkning av miljöpåverkan från insamlingsarbete används uppgifter om bränsleåtgång från Hässleholm Miljö AB och entreprenören RenoNorden AB respektive Närab. Vid beräkning av miljöpåverkan från andra transporter utnyttjas verktyget NTM CalcFreight 3.0 Advanced från Nätverket för Transporter och Miljön, NTM. Som underlag och indata till verktyget används typuppgifter från FTI AB vad gäller mängd material i varje transport och val av fordon för olika typer av transporter (med undantag för tidningar från Hässleholm där dessa uppgifter hämtas från entreprenören HCS A/S Transport & Spedition).

Bränsleförbrukning i samband med insamlingstransporter allokeras baserat på vikt, utifrån den viktmissiga fördelningen mellan avfallsfraktioner vid transporterna. För en lastbil som transporterar fem ton avfall varav ett ton är tidningar, allokeras således miljöpåverkan från 20 % av bränsleanvändningen till tidningsfraktionen. Generellt gäller att allokering baserat på viktmissig fördelning är lämplig om totalvikten är den begränsande faktorn för hur mycket material som kan transporteras. Om istället totalvolymen begränsar mängden avfall i transporten kan det vara mer rimligt att basera allokeringen på exempelvis densitet eller volym. Detta görs inte här eftersom en uppskattning av de olika fraktionernas densitet och volym inför stora osäkerheter, exempelvis kan densiteten hos restavfall från hushåll uppskattas till mellan 60 och 300 kg/m³ (Avfall Sverige Utveckling 2013 b). Antagandet om allokering godkänns om miljöpåverkan från insamlingstransporterna inte har en betydande påverkan på studiens slutresultat.

För beräkning av utebliven miljöpåverkan från förbränning, adderad miljöpåverkan från förbränning av importerat hushållsavfall samt utebliven miljöpåverkan av samma mängd importerat hushållsavfall, används typsiffror för värmevärdet, verkningsgrader och miljöpåverkan från förbränning från olika rapporter.

De data och processer som ingår i inventeringen för en specifik avfallsfraktion presenteras kortfattat nedan. Generellt för alla avfalls slag gäller att inventeringen inte täcker 100 % av alla processer, exempelvis är data för bränsleförbrukning vid omlastningar inte tillgängliga. Energiförbrukning vid balning av material uppskattas med hjälp av exempeldata för balpressar, och i brist på ytterligare data appliceras denna information på samtliga material som balas (främst förpackningar av papper och plast).

Tidningar

För bearbetning av tidningar till returpappersmassa hämtas uppgifter från en rapport för Skogsindustrierna. Samma källa används för uppgifter om produktion av pappersmassa från jungfruliga råvaror, tillsammans med kompletterande information från annan litteratur. För utvinning av ved används uppgifter från olika rapporter. Information om förluster i systemet hämtas från litteraturstudien.

Ovanstående resonemang antas gälla för tidningsfraktion från både Hässleholm och Närabs kommuner, trots att kartläggningen visar att fraktionerna tar något olika vägar.

Kartläggningen av hanteringen tyder dock inte på att fraktionerna skulle behandlas väsentligt annorlunda.

Pappersförpackningar

För bearbetning av pappersförpackningar till returpappersmassa samt för förluster i systemet används uppgifter från Fiskeby Board AB. För att beräkna utebliven miljöpåverkan från nyproduktion och förbränning antas att pappersförpackningar består till 100 % av papper. För produktion av jungfrulig pappersmassa används en rapport för Skogsindustrierna. För utvinning av ved för pappersmassatillverkning används samma data och resonemang som för tidningar.

Ovanstående resonemang och data antas gälla för tidningsfraktion från både Hässleholm och Närabs kommuner. För Hässleholm gäller att ca 10 % av pappersförpackningarna verkligen behandlas hos Fiskeby Board AB och resterande 90 % behandlas i Tyskland, och för Närab gäller att hela fraktionen behandlas i Danmark eller Tyskland. Dessa andra behandlings- och återvinningsföretag är dock okända, varför informationen från Fiskeby Board används.

Metallförpackningar

För sortering av fraktionen metallförpackningar används data från Trania Metal och Återvinning AB. För bearbetning och återvinning av förpackningar av metall används generella data för bearbetning av metallskrot, från Stena Aluminium AB för aluminium och från Ovako Bar AB för stål. Samma källor används för uppskattning av förlusterna i systemet. Antaganden om sammansättningen av fraktionen metallförpackningar vad gäller fördelningen mellan aluminium och stål baseras på uppgift från FTI AB. Beräkningar av miljöpåverkan från produktion av jungfruligt material görs utifrån data från litteratur.

Kartläggningen av behandling av metallförpackningar från Hässleholms respektive Närabs kommuner visar att hanteringen av fraktionerna skiljer sig åt. För metallförpackningar från Hässleholms kommun är inventeringsdata i stort sett direkt applicerbara, medan förpackningar från Närabs kommuner hanteras av andra företag. Uppgifter från dessa företag är dock inte tillgängliga, varför ovanstående källor används för indata även för Närabs fraktion av metallförpackningar. Komplettering med turkisk elmix för återvinning av stål och ersättning av jungfrulig stålproduktion, görs för att anpassa indata efter kartläggning av Närabs material (se avsnitt 6.1.2 *Perstorps, Klippans och Örkelljungas kommuner*).

Plastförpackningar

För uppgifter om miljöpåverkan och materialförluster vid sortering, bearbetning och återvinning av plast från Hässleholms kommun används en studie gjord av Profu för FTI AB. För uppgifter om materialförluster vid sortering av plastfraktion från Närab används uppgifter från Ohlssons AB i Landskrona, som i brist på annan information kompletteras med data för miljöpåverkan vid bearbetning och återvinning från Profus rapport. En uppskattning av undviken miljöpåverkan från jungfrulig produktion görs utifrån ekoprofiler för olika plastmaterial från organisationen Plastics Europe samt annan litteratur.

Glasförpackningar

Information om sortering och bearbetning av glasförpackningar hämtas från Svensk Glasåtervinning AB, med kompletterande uppgifter från litteratur. Beräkning av undviken miljöpåverkan från nyproduktion görs utifrån litteratur. Dessa indata och antaganden gäller för material från både Hässleholms och Närabs kommuner, vilket stämmer med kartläggningen av fraktionerna.

6. Resultat

Resultat från kartläggning och analys av klimatnytta presenteras här. Under *6.1 Kartläggning av avfallsströmmar* presenteras resultat från kartläggning av materialåtervinning av förpackningar och tidningar från Hässleholms kommun och Närabs ägarkommuner. Under *6.2 Analys av miljönytta med LCA-metodik* redovisas resultat från egna beräkningar med analys av känslighet, data och resultat enligt LCA-metodik.

6.1 Kartläggning av avfallsströmmar

Hanteringen av respektive materialslag har följts så långt det varit möjligt genom intervjuer med entreprenörer, behandlings- och återvinningsföretag. I följande avsnitt presenteras resultaten för Hässleholms respektive Perstorps, Klippans och Örskällungas kommuner.

6.1.1 Hässleholms kommun

De aktörer och materialströmmar som kartlagts redovisas i figur 19 och beskrivs nedan.

Tidningar transporteras till pappersbruk i Schwedt i Norra Tyskland, främst till företaget LEIPA Georg Leinfelder GmbH²⁸.

Förpackningar av papper och plast samtransporteras till Stena Recycling AB i Kristianstad, där material genomgår en översiktlig kontroll och balas. Stena Recycling kan göra en mycket grov sortering om fraktionerna innehåller exempelvis bildäck och madrasser, eller rapportera till FTI AB om att materialet är mycket grovt förorenat²⁹.

Från Stenas Recyclings anläggning transporteras pappersförpackningar till Fiskeby Board AB i Norrköping och till andra pappersbruk i exempelvis Tyskland och Kina. För transporterna utnyttjas, i den utsträckning det är möjligt, returtransporter. På grund av det geografiska läget skickas förpackningar från Hässleholm oftare till utländska bruk, men ungefär en gång av tio skickas materialet till Fiskeby Board för borrhövtagning. Av det pappersmaterial som kommer till bruken blir enligt FTI ca 98 % till ny pappersråvara medan 2 % utgörs av uttjänta fibrer som kasseras³⁰.

Plastförpackningar transporteras från Stena Recyclings anläggning till ett sorteringsföretag, exempelvis Swerec AB i Lanna eller liknande företag i Tyskland (tidigare DELA GmbH och ALBA Recycling GmbH, men ALBA tar enligt uppgift inte emot svensk plast efter 2013³¹). För det material som samlas in i Skåne går en övervägande del av transporterna till ett av de tyska företagen, eftersom det geografiska läget och tillgången till returtransporter är

²⁸ Jesper Hviid Nielsen, Key Account Manager Recycling, HCS A/S Transport & Spedition, e-post 2013-02-18

²⁹ Lotta Persson, Vågen HKC, Hässleholm Miljö AB, intervju 2013-01-29

³⁰ Peter Svärd, FTI AB, intervju 2014-02-26

³¹ Björn Schwich, Platschef Berlin, ALBA Recycling GmbH, e-post 2014-03-05

fördelaktiga. När plasten är sorterad och eventuellt vidare behandlad ansvarar dessa företag för vidare försäljning³².

Glasförpackningar, färgade och ofärgade, transporteras till Svensk Glasåtervinning AB i Hammar³³.

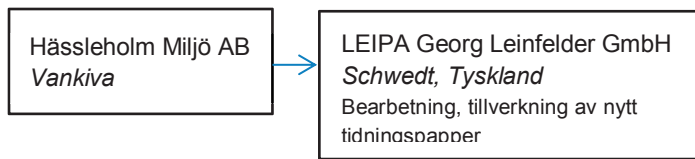
Metallförpackningar transporteras till en av tre sorteringsanläggningar i Sverige; Skrotfrag AB i Ulricehamn eller Järna, eller Trania Metal & Återvinning AB i Tranås, där aluminium separeras från stål. Efter sorteringen balas materialen och går vidare som två separata fraktioner av aluminium respektive stål. Den största delen av sorterat aluminium skickas till Stena Aluminium AB i Älmhult och större delen av stålfraktionen går till Ovako Bar AB i Smedjebacken³⁴.

³² Peter Svärd, FTI AB, intervju 2014-02-26

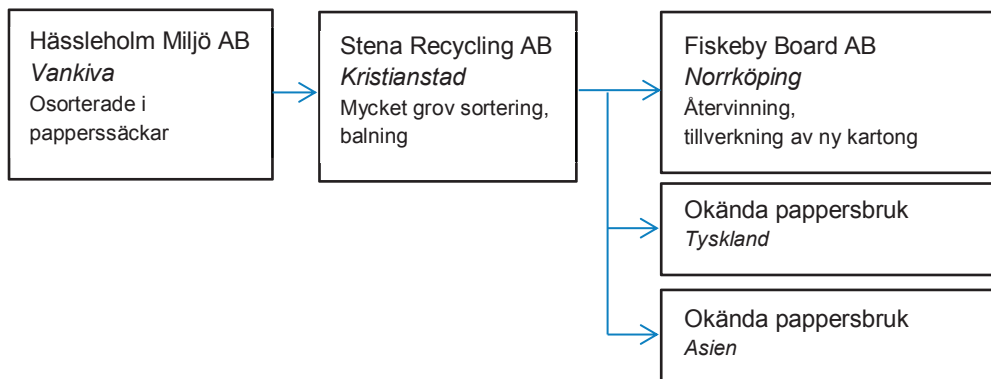
³³ Lotta Persson, Vågen HKC, Hässleholm Miljö AB, intervju 2013-01-29

³⁴ Peter Svärd, FTI AB, intervju 2014-02-26

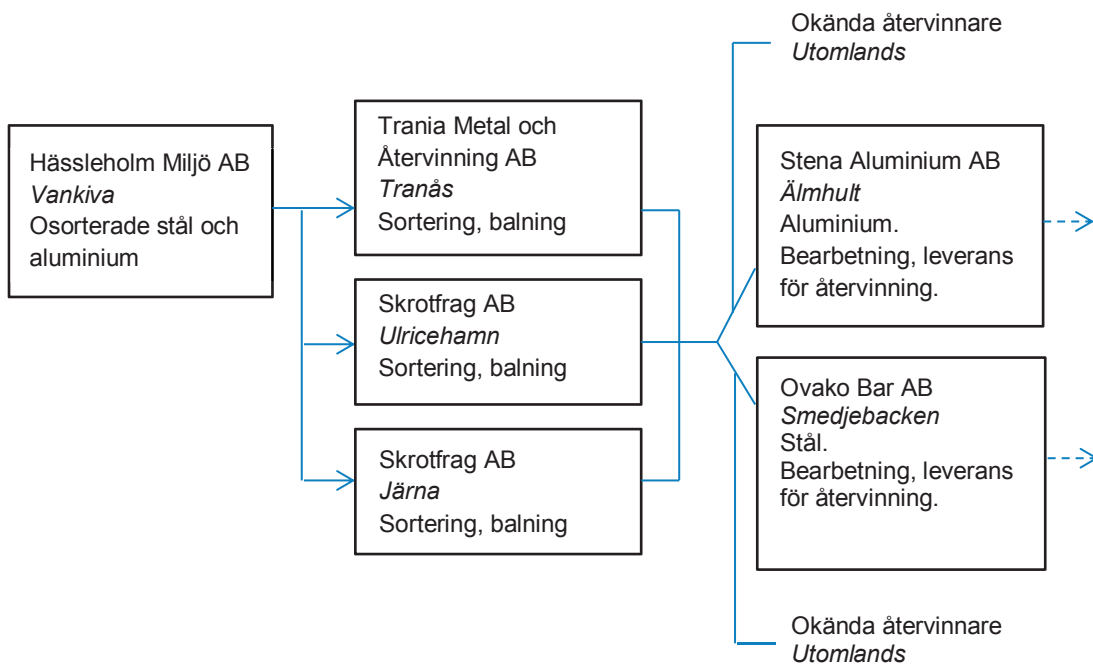
Tidningar



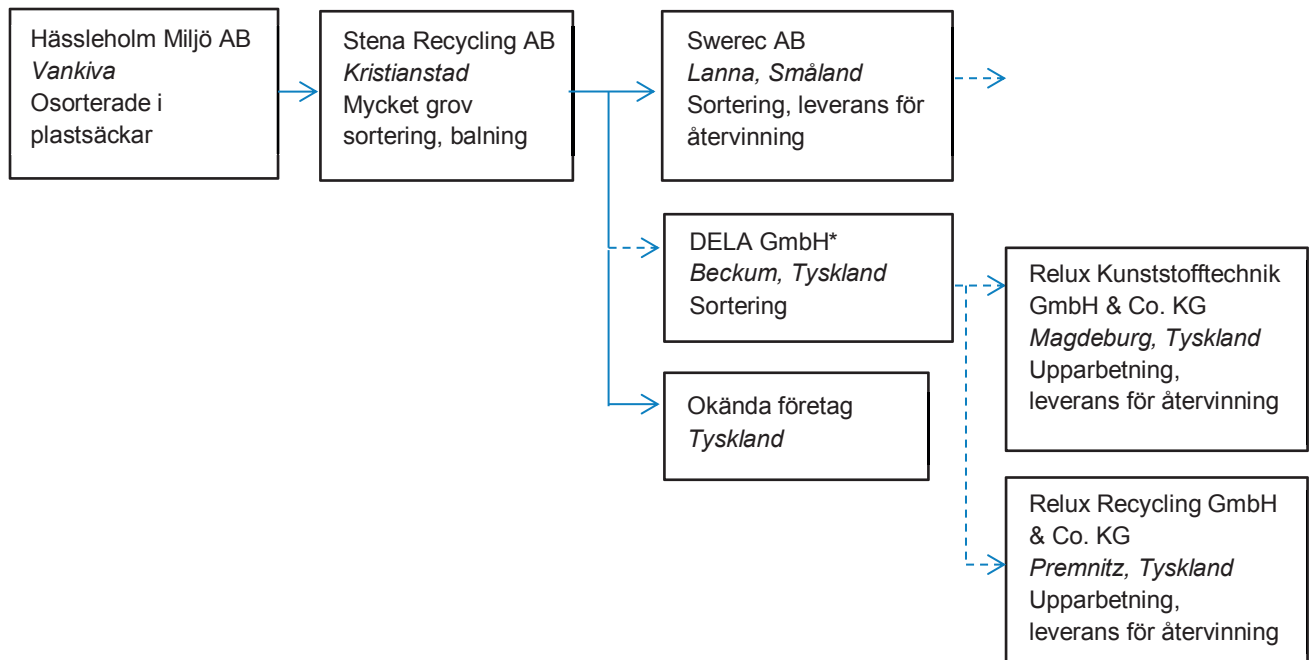
Pappersförpackningar



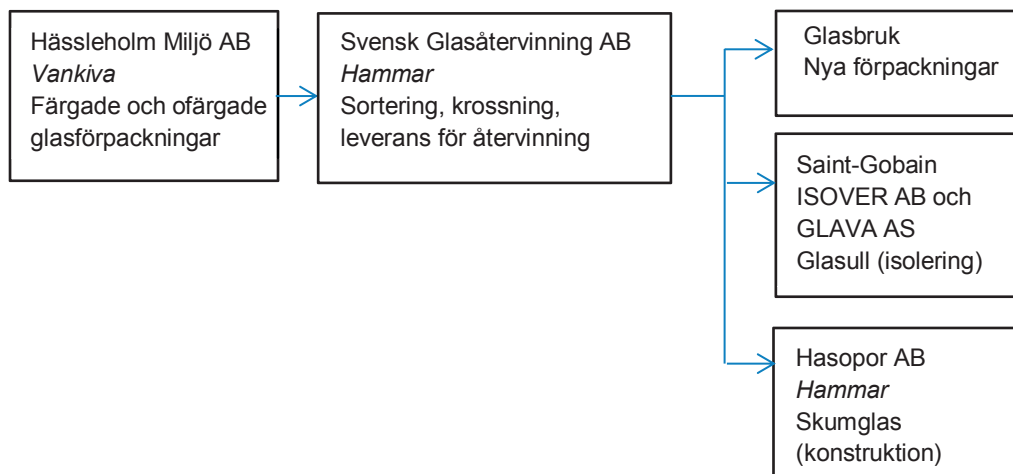
Metallförpackningar



Plastförpackningar



Glasförpackningar



Figur 19. Kartläggning av materialåtervinning av förpacknings- och tidningsavfall från Hässleholms kommun.

* FTI AB hade fram till utgången av år 2013 avtal med det tyska företaget DELA GmbH. Nya avtal gäller från och med 2014, och huruvida DELA fortfarande hanterar svensk plast är oklart.

6.1.2 Perstorps, Klippans och Örkeljungas kommuner

De aktörer och materialströmmar som kartlagts redovisas i figur 20 och beskrivs nedan.

Tidningar som samlas in i Närabs regi säljs till EcoRetur Helsingborg AB, och transporteras till Nordvästra Skånes Renhållnings AB, NSR, avfallsanläggning i Helsingborg för sortering och balning. Hos NSR matas materialet ut på ett band där det sorteras manuellt, och ca 2 % av inkommande material sorteras ut som oönskat, bland annat bestående av wellpapp, pappersförpackningar, kontorspapper och annat avfall. En del av det sorterade pappret balas, beroende på vart det ska transporteras³⁵. Oftast säljer EcoRetur materialet till pappersbruk i norra Tyskland. I de flesta fall går tidningarna till ett visst bruk men vilket detta är kan EcoRetur inte uppge på grund av sekretess³⁶.

Förpackningar av papper och hårdplast hanteras av Ohlssons AB i Landskrona. Ohlssons sorterar inkommande plastmaterial manuellt på ett band, med principen att de plastförpackningar som kan återvinnas sorteras ut från resterande plast. Det material som går till återvinning är främst förpackningar som består av endast en plastsort, t.ex. dryckesflaskor av PET. Mer sammansatta föremål, typiskt olika laminat och andra sammansatta plaster, anses inte återvinningsbara och skickas till förbränning och energiutvinning i Skåne. Av det material som kommer från hushållen sorteras ca 20 % ut som återvinningsbart medan 80 % inte anses återvinningsbart³⁷.

De mjukplastförpackningar som eventuellt samlas in på ÅVC:er ingår inte i kartläggningen.

Pappersförpackningarna från Närab blandas med pappersmaterial från andra källor på Ohlssons AB:s anläggning i Landskrona. Både plast- och pappersförpackningar säljs vidare genom så kallade traders som handlar med större mängder material än de volymer som Ohlssons har. Det är tradern som har kontakt med olika företag och som avgör vart förpackningarna återvinns. För pappersförpackningar gäller att materialet oftast hamnar hos pappersbruk i Danmark eller norra Tyskland, för att det är geografiskt fördelaktigt och för att det har både miljömässiga och ekonomiska fördelar enligt Ohlssons. För plastförpackningar gäller att materialet säljs till återvinnare i Europa, och Holland är en stor mottagare³⁸.

Glasförpackningar, färgade och ofärgade, skickas till Svensk Glasåtervinning AB i Hammar³⁹.

Metallförpackningar skickas till Stena Recycling AB i Åstorp där en omlastning görs, och förpackningarna transporteras vidare till Stena Recycling AB i Malmö som är en fragmenteringsanläggning⁴⁰. Här krossas förpackningarna och blandas med annat blandat skrot, innan materialet sorteras. En magnet plockar ut järn medan grus och sten siktas bort, och brännbart material sorteras ut och skickas till förbränning. Vissa fraktioner skickas för vidare sortering och upparbetning i Halmstad innan de levereras till stål- och smältverk i olika delar av världen, och största delen av utsorterat järn exporteras till Turkiet⁴¹.

³⁵ Lasse Lindstrand, NSR AB, telefon 2014-03-12

³⁶ Björn Larsson, EcoRetur Helsingborg AB, e-post 2014-03-07

³⁷ Johan Nilsson, Avdelningschef, Ohlssons AB, telefon 2014-03-07

³⁸ Johan Nilsson, Avdelningschef, Ohlssons AB, telefon 2014-03-07

³⁹ Sandra Persson, Renhållningsansvarig, Närab, epost, 2014-03-11

⁴⁰ Oskar Furutorp, Filialchef, Stena Recycling AB Åstorp, e-mail 2014-03-13

⁴¹ Magnus Persson, Filialchef, Stena Recycling AB Malmö, telefon 2014-03-27

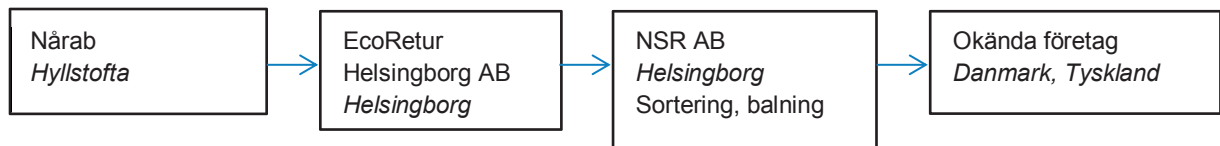
Energiåtgången för krossning och sortering av skrot är mycket beroende av materialet som hanteras. Stena Recyclings fragmenteringsanläggning i Malmö behandlar ca 150 000 ton skrot per år inklusive fordon och annat sammansatt skrot⁴², att jämföra med de 97 ton metallförpackningar som Närab samlade in under 2013 (motsvarar 0,06 % av det material som fragmenteras i Malmö varje år, författarens anm.).

Glasförpackningar är den fraktion som kan följas till de aktörer som slutligen återvinner materialet. För de andra fraktionerna är de företag som återvinner materialen okända, och vilket företag som hanterar materialen varierar med tid och med de avtal som görs, dock inte av Närab. De krav som ställs på återvinningen i de avtal som Närab styr över är att material ska materialåtervinnas och inte gå till förbränning. Plastfraktionen är dock speciell och problematisk, och här återvinns det som är ekonomiskt försvarbart⁴³.

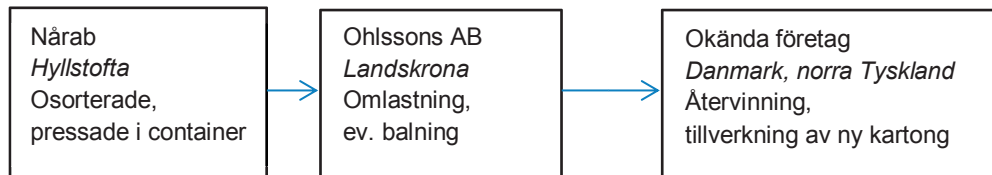
⁴² Magnus Persson, Filialchef, Stena Recycling AB Malmö, telefon 2014-03-27

⁴³ Dan Waldemarson, VD, Närab, telefon 2014-04-09

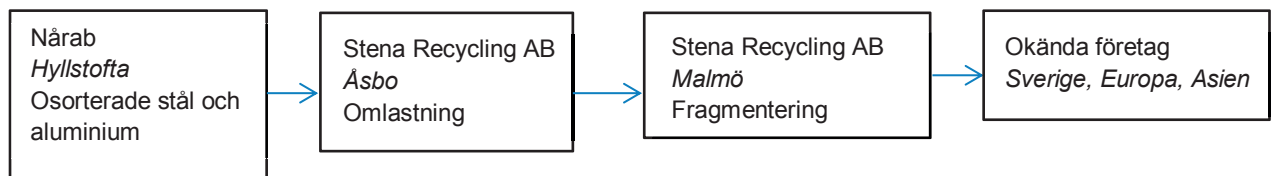
Tidningar



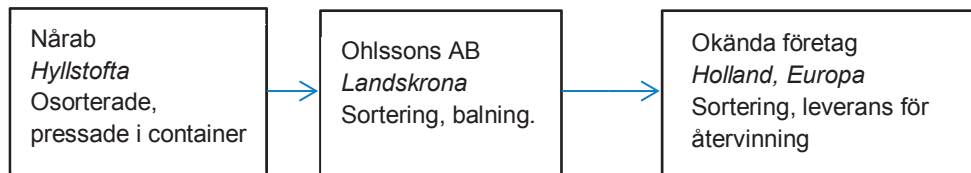
Pappersförpackningar



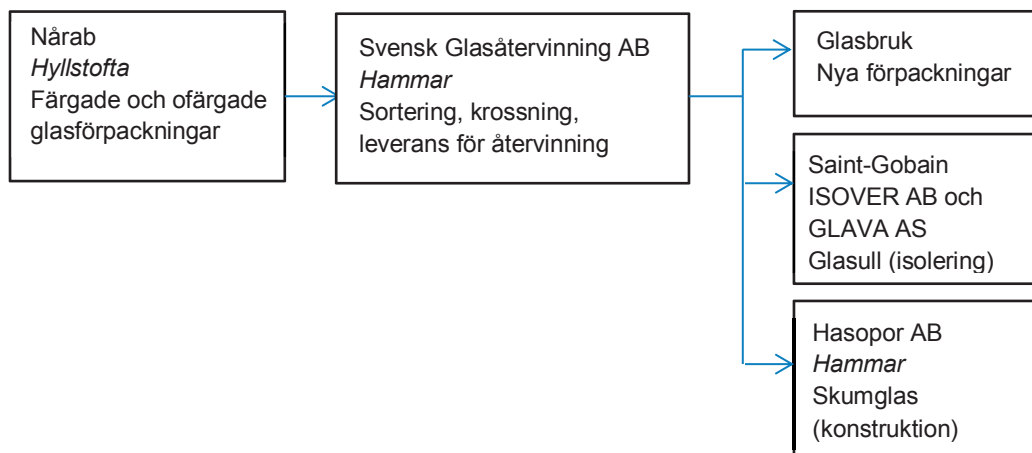
Metallförpackningar



Plastförpackningar



Glasförpackningar



Figur 20. Kartläggning av materialåtervinning av förpackningar och tidningar från Nårab och dess ägarkommuner Perstorp, Klippan och Örkeljunga.

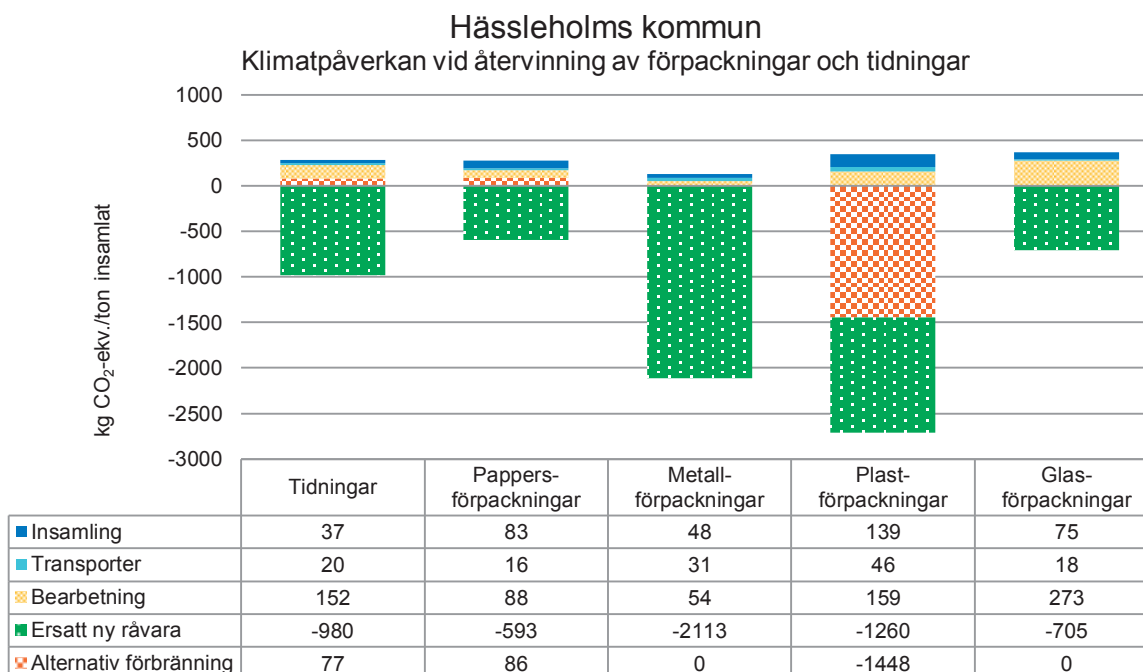
6.2 Beräkningar av klimatnytta med LCA-metodik

I detta avsnitt presenteras beräkningar av den klimatnytta i form av minskade utsläpp av växthusgaser som uppstår när förpackningar och tidningar materialåtervinns istället för att förbrännas eller deponeras. Beräkningarna görs för material från Hässleholms kommun respektive Perstorps, Klippans och Örskelljungas kommuner (Närabs kommuner), och alla resultat refererar till den funktionella enheten ”omhändertagande av 1000 kg återvinningsfraktion från hushåll” för respektive materialslag.

6.2.1 Miljöpåverkansbedömning

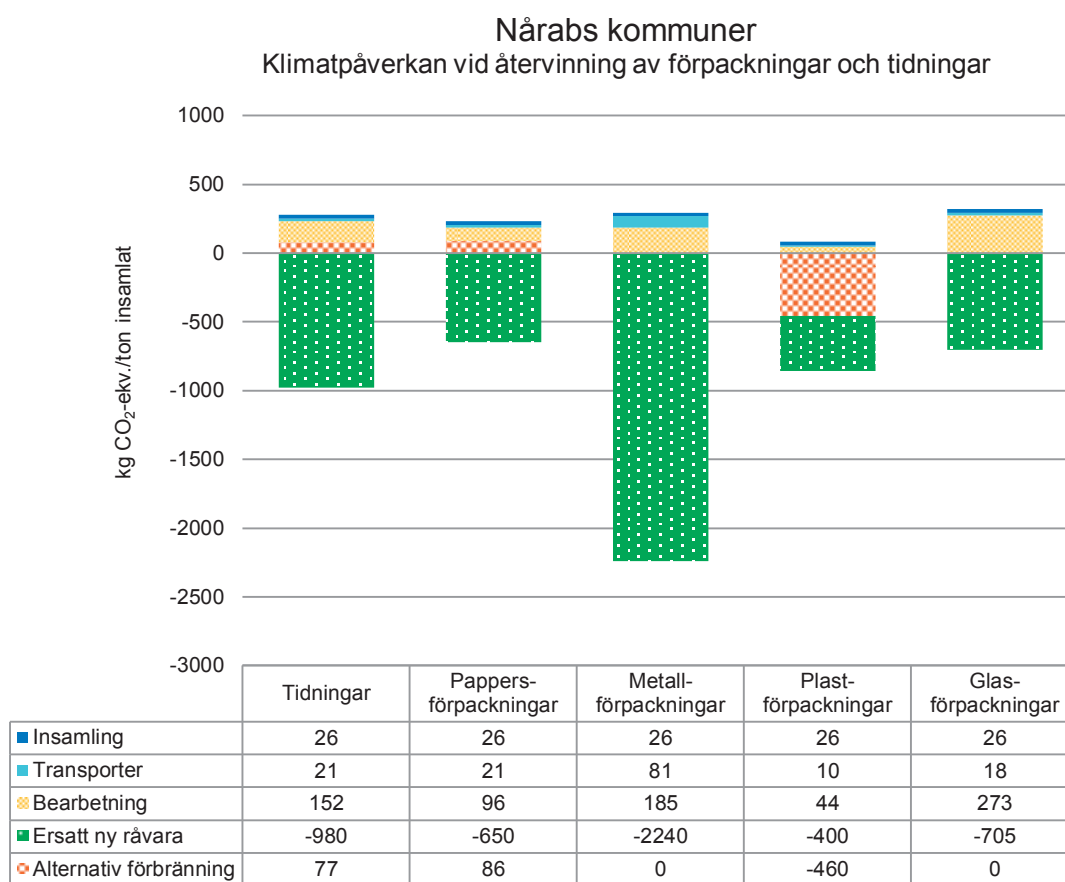
Samtliga data från inventeringen har sammanställts i enheten kg CO₂-ekvivalenter. Karakteriserade inventeringsdata redovisas per enhetsprocess i bilaga 2. Resultaten för klimatnytta redovisas i följande avsnitt.

Figur 21 visar utsläpp av växthusgaser som uppstår i samband med återvinning av förpackningar och tidningar från Hässleholms kommun. För varje materialslag visas bidrag från enhetsprocesserna insamling, andra transporter, bearbetning för återvinning, ersättning av ny råvara och alternativ förbränning, som beskrivet i avsnitt 5.2.2 *Systembeskrivning*. Positiva värden illustrerar ökade utsläpp av växthusgaser jämfört med referensfallet där alla material förbränns eller deponeras tillsammans med restavfall, och negativa värden illustrerar minskade utsläpp jämfört med referensfallet. Negativa utsläppsvärden visar en klimatomkostnad jämfört med referensfallet.



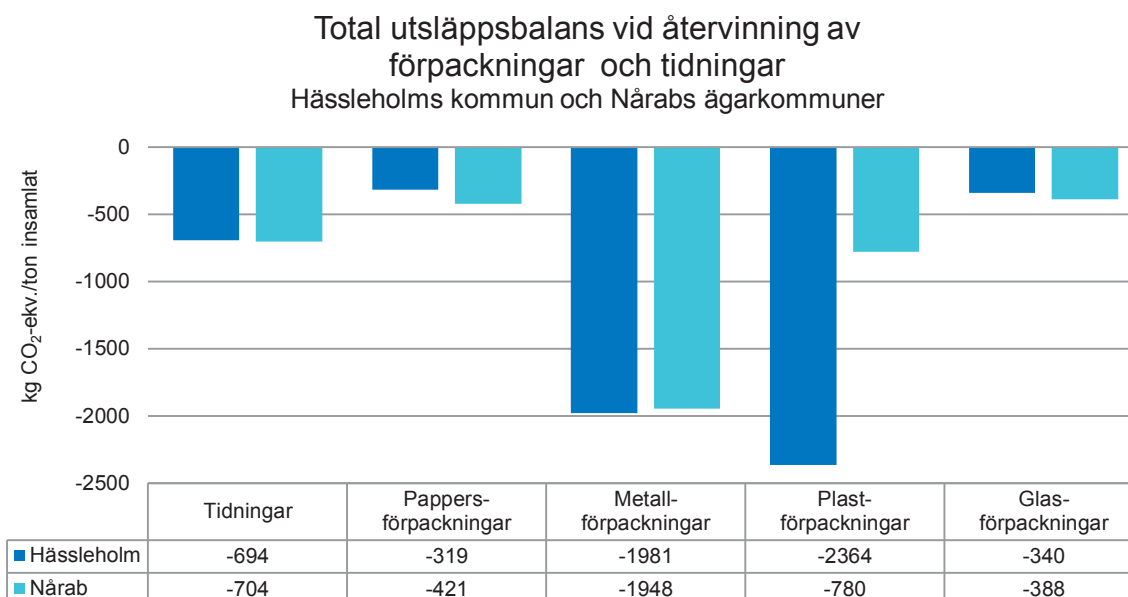
Figur 21. Nettoutsläpp av växthusgaser vid materialåtervinning av förpackningar och tidningar från Hässleholms kommun. Resultat i kg CO₂-ekvivalenter per 1 ton insamlad material för respektive fraktion, fördelat på olika enhetsprocesser.

Figur 22 visar klimatpåverkan som uppstår i samband med återvinning av förpackningar och tidningar från Närabs ägarkommuner. På samma sätt som i figur 21 för material från Hässleholms kommun visar resultaten fördelningen mellan olika enhetsprocesser som beskrivet i avsnitt 5.2.2 *Systembeskrivning*. Positiva värden illustrerar ökade utsläpp av växthusgaser jämfört med referensfallet där alla material förbränns eller deponeras tillsammans med restavfall, och negativa värden illustrerar minskade utsläpp jämfört med referensfallet. Negativa utsläppsvärden visar en klimatomkostnad jämfört med referensfallet. I resultatet för plastförpackningar ingår endast den plastförpackningsfraktion som kan sorteras och samlas in vid fastigheten, vilket innebär att eventuell insamling av mjukplast vid ÅVC inte inkluderas.



Figur 22. Nettoutsläpp av växthusgaser vid materialåtervinning av förpackningar och tidningar från Närabs ägarkommuner. Resultat i kg CO₂-ekvivalenter per ton insamlad material för respektive fraktion, fördelat på olika enhetsprocesser.

Den totala utsläppsbalansen för respektive fraktion från Hässleholms kommun och från Närabs ägarkommuner visas i figur 23. Dessa utsläpp redovisar resultaten för det basfall som antas i analysen och kompletteras med känslighetsanalyser i följande avsnitt.



Figur 23. Total utsläppsbalans vid materialåtervinning av förpackningar och tidningar från Hässleholms kommun och från Närabs ägarkommuner. Resultaten visar nettoutsläpp vid materialåtervinning av 1 ton insamlad fraktion.

6.2.2 Känslighetsanalys

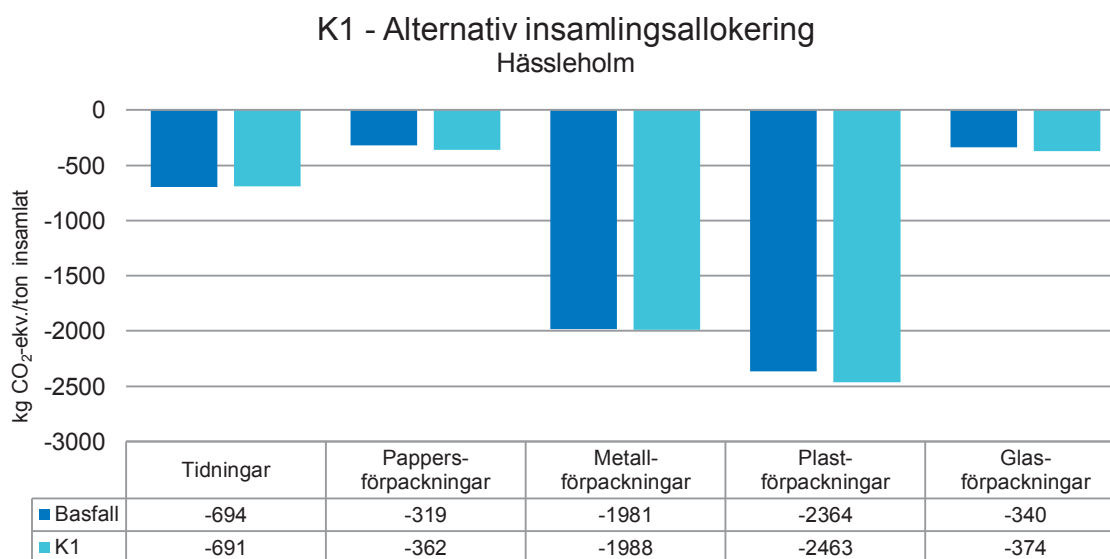
För olika materialslag har olika antaganden och parametrar olika stor betydelse för hur resultaten faller ut. Några av dessa känsliga parametrar testas och den påverkan de har på resultaten illustreras i följande avsnitt.

I känslighetsanalysen testas antaganden i beräkningar endast för fraktionerna från Hässleholms kommun på grund av brist på primärdata av tillräcklig kvalitet för fraktionerna från Närabs ägarkommuner (datakvalitet kommenteras vidare i avsnitt 6.2.3 *Datakvalitet*). Resonemangen och känsligheten i olika antaganden och data kan dock appliceras på materialslag och insamlade fraktioner från de båda bolagen och dess kommuner.

K1 Alternativ insamlingsallokering i Hässleholm

Vid datainsamling, beräkningar och allokering av miljöpåverkan från insamlingstransporter i Hässleholm till olika materialslag, gjordes en del antaganden och uppskattningar. Det allokeringssätt som valdes, att allokera miljöpåverkan från varje fordon baserat på den vikt av varje fraktion som transporterats i fordonet, gjorde att olika materialslag tilldelades olika stor miljöpåverkan från insamlingsledet (från 37 kg CO₂-ekvivalenter per ton tidningsfraktion till 139 kg CO₂-ekvivalenter per ton plastfraktion).

I känslighetsanalysen testas en alternativ allokeringssätt där den totala miljöpåverkan från alla insamlingstransporter fördelas på samtliga mängder avfall som transporterats. Resultatet från allokeringen blir då att ett ton avfall tilldelas en viss mängd miljöpåverkan oavsett vilken fraktion det rör sig om. När denna miljöpåverkan från insamlingsledet sätts in i beräkningarna blir de totala resultaten något annorlunda men ingen drastisk förändring sker, se figur 24. Som mest påverkas glasförpackningar (där utsläppen minskar med 10 % jämfört med basfallet) och pappersförpackningar (där klimatnyttan minskar med 13 % jämfört med basfallet). Resultaten för övriga material påverkas inte nämnvärt (4 % ökad klimatnytta för plastförpackningar samt mindre än 0,5 % förändring för metallförpackningar och tidningar).

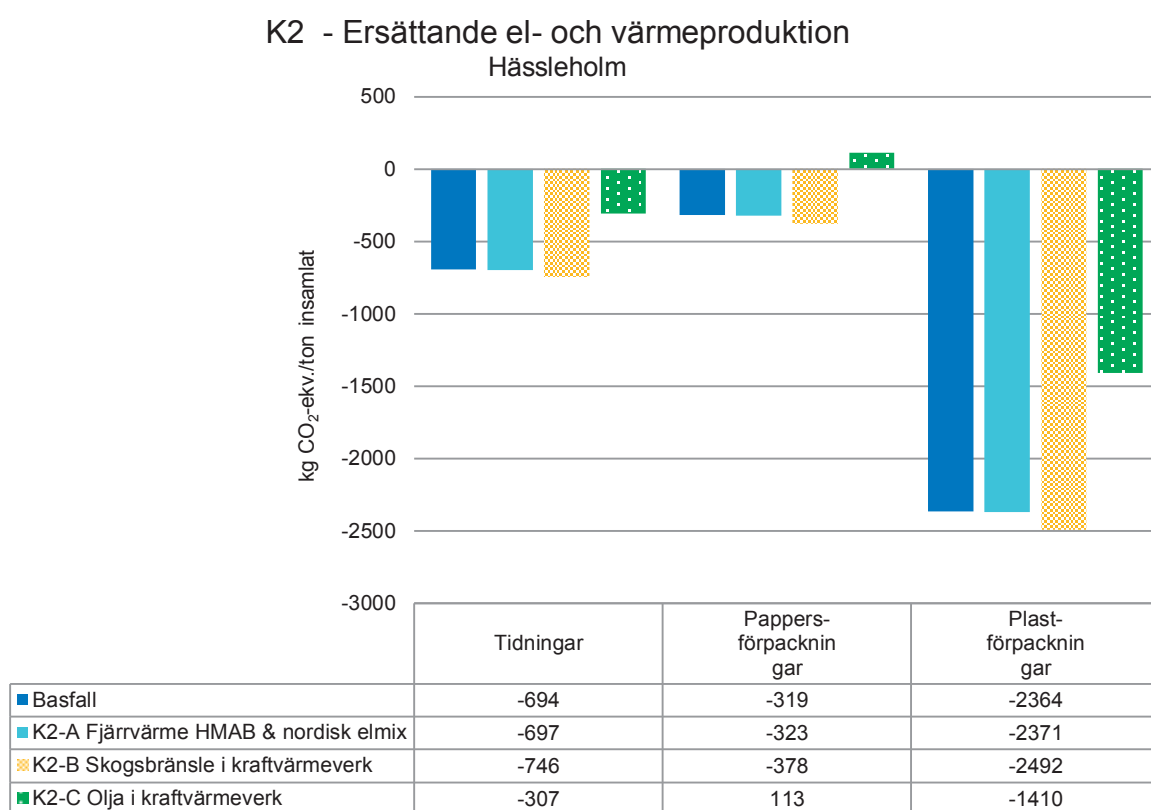


Figur 24. Klimatnytta vid materialåtervinning av förpackningar och tidningar från Hässleholms kommun, med olika antaganden för allokering av miljöpåverkan från insamling.

K2 Antaganden om el- och värmeproduktion

I basfallet antas att materialåtervinning av brännbara material (papper och plast) innebär en frigjord kapacitet vid svenska förbränningsanläggningar. Importerat hushållsavfall ersätter det brännbara materialet som bränsle i ugnarna vilket i sin tur innebär att deponering av samma hushållsavfall undviks. I känslighetsanalysen testas betydelsen av detta antagande.

I alternativ K2-A antas att den uteblivna el- och värmeproduktionen från förbränning av förpackningar och tidningar från Hässleholms kommun ersätts med fjärrvärme från Hässleholm Miljös fjärrvärmeverk och elektricitet från diverse energislag i Norden enligt nordisk elmix. För beräkningarna används genomsnittliga typvärden för miljöpåverkan från både Hässleholm Miljös fjärrvärme och elektricitet producerad med nordisk elmix. I alternativ K2-B antas istället att den uteblivna el- och värmeproduktionen från förbränning ersätts med skogsbränsle för el- och värmeproduktion i ett kraftvärmeverk. I alternativ K2-C antas att eldningsolja utnyttjas som bränsle vid förbränning i kraftvärmeverk. Resultaten visas i figur 25.



Figur 25. Klimatnytta vid materialåtervinning av förpackningar och tidningar från Hässleholms kommun, med olika antaganden för alternativ el- och värmeproduktion. I olika scenarier ersätts förbränning av avfall med fjärrvärme och elektricitet, skogsbränsle respektive eldningsolja.

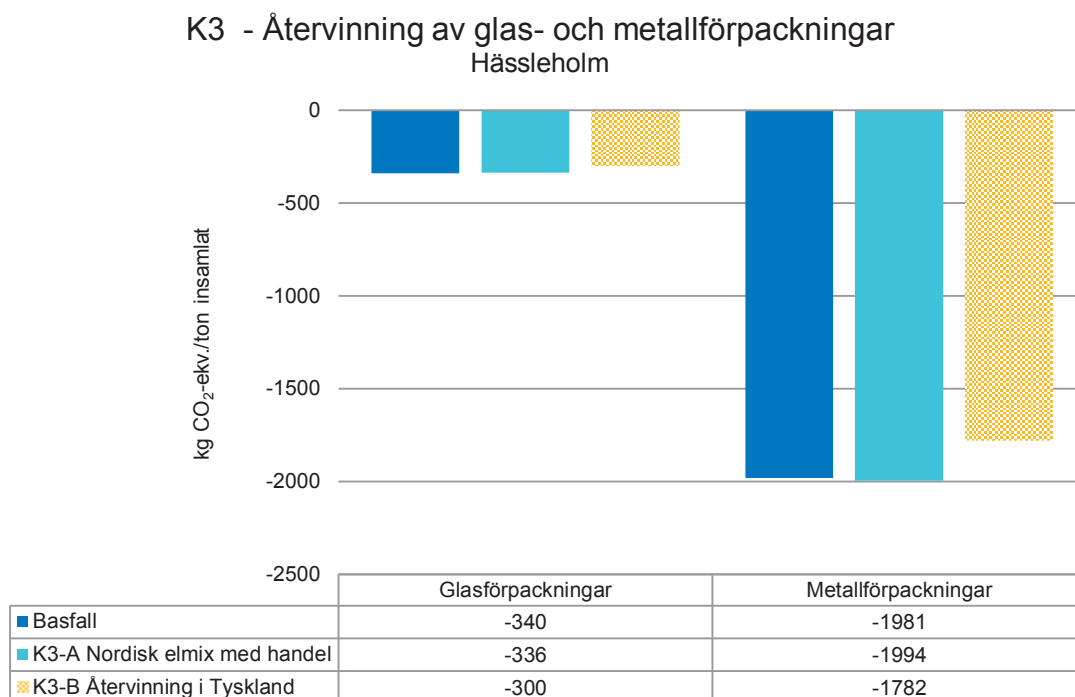
Med antagandet i K2-A om att fjärrvärme och nordisk elmix ersätter el och värme från förbränning ändras resultaten med 0-1 %. Med antagandet i K2-B om el- och värmeproduktion från skogsbränsle i kraftvärmeverk minskar nettoutsläppen med totalt 5 % för plastförpackningar, 7 % för tidningar och 18 % för pappersförpackningar. När eldningsolja ersätter materialen som bränsle i ett kraftvärmeverk ökar utsläppen med 135 % för pappersförpackningar, 56 % för tidningar och 40 % för plastförpackningar. I alternativet K2-C resulterar materialåtervinning av pappersförpackningar i nettoutsläpp av 113 kg CO₂-ekvivalenter.

K3 Antaganden om återvinning av metall- och glasförpackningar

I basfallet antas att glas- och metallförpackningar från Hässleholm återvinns i Sverige och för elanvändning används ett utsläppsvärde på 51,9 g CO₂-ekvivalenter/kWh (motsvarande nordisk elmix). Glasförpackningar som återvinns lämnar inte Sverige eftersom Svensk Glasåtervinning AB hanterar allt material. En del metallförpackningar skickas dock till återvinnare utanför Sverige.

I känslighetsanalysen testas betydelsen av utsläppsvärdet för elektricitet från nordisk elmix genom att ett annat utsläppsvärde (131,2 g CO₂-ekvivalenter/kWh) används i beräkningarna i antagande K3-A. Detta värde tar i större utsträckning hänsyn till att elektriciteten som används i Norden inte nödvändigtvis producerats där, eftersom det sker handel med elektricitet mellan länder.

I antagande K3-B testas betydelsen av att materialen antas återvinnas i Sverige. För glas kan detta ses som ett hypotetiskt scenario, medan det för metall är relevant i dagsläget eftersom en del material lämnar Sverige. I känslighetsanalysen antas att material istället återvinns i Tyskland. Scenariot illustreras med att utsläppsvärden för tysk elmix ersätter nordisk elmix vid bearbetning av material för återvinning samt vid nyproduktion av material. Resultaten visas i figur 26.



Figur 26. Klimatnytta vid materialåtervinning av metall- och glasförpackningar från Hässleholms kommun, med olika antaganden för elmix och därmed klimatpåverkan från elproduktion.

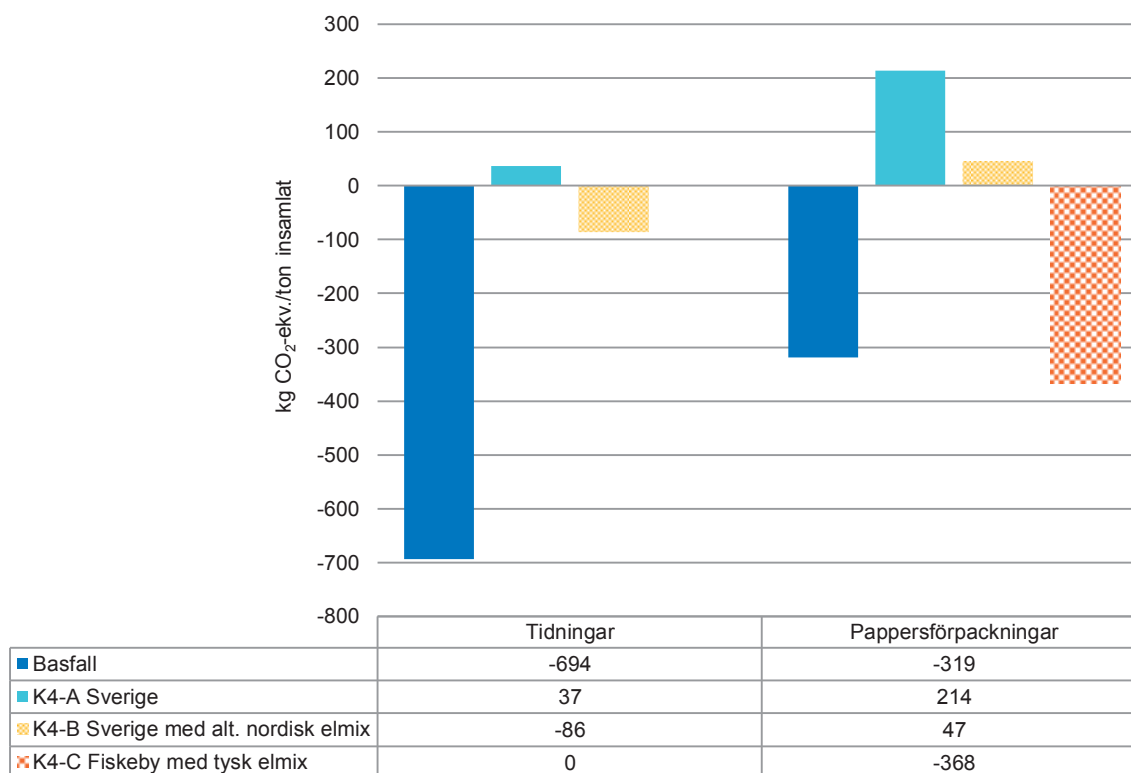
Resultaten för antagandet i K3-A där ett alternativt utsläppsvärde för nordisk elmix används, ger ökade nettoutsläpp med 1 % jämfört med basfallet för glasförpackningar, och minskade nettoutsläpp med 1 % för metallförpackningar. Antagandet i K3-B där ett utsläppsvärde för tysk elmix används i beräkningarna för enhetsprocesserna bearbetning och nyproduktion, visar resultatet ökade nettoutsläpp med 12 % för glasförpackningar och 10 % för metallförpackningar.

K4 Antaganden om återvinning av pappersförpackningar och tidningar

I basfallet antas att tidningar från Hässleholm återvinns i Tyskland, vilket stöds av uppgifter från Hässleholm Miljö AB och entreprenör. För pappersförpackningar antas att 90 % återvinns i Tyskland och 10 % hos Fiskeby Board AB i Sverige enligt uppgifter från FTI AB. I känslighetsanalysen testas antaganden om var tidningar och pappersförpackningar återvinns genom att variera utsläppsvärde för elektricitet.

I antagande K4-A och K4-B antas att tidningar och pappersförpackningar återvinns i Sverige med två olika utsläppsvärden för nordisk elmix (ett lägre i K4-A och ett något högre i K4-B). I K4-C testas ett antagande som endast berör pappersförpackningar, nämligen att 100 % av fraktionen återvinns i Tyskland. Därmed ersätter all återvunnen pappersmassa jungfrulig massa i Tyskland. Samtliga resultat visas i figur 27.

K4 - Återvinning av tidningar och pappersförpackningar
Hässleholm



Figur 27. Klimatnytta vid materialåtervinning av pappersförpackningar och tidningar från Hässleholms kommun, med olika antaganden för elmix och därmed klimatpåverkan från elproduktion.

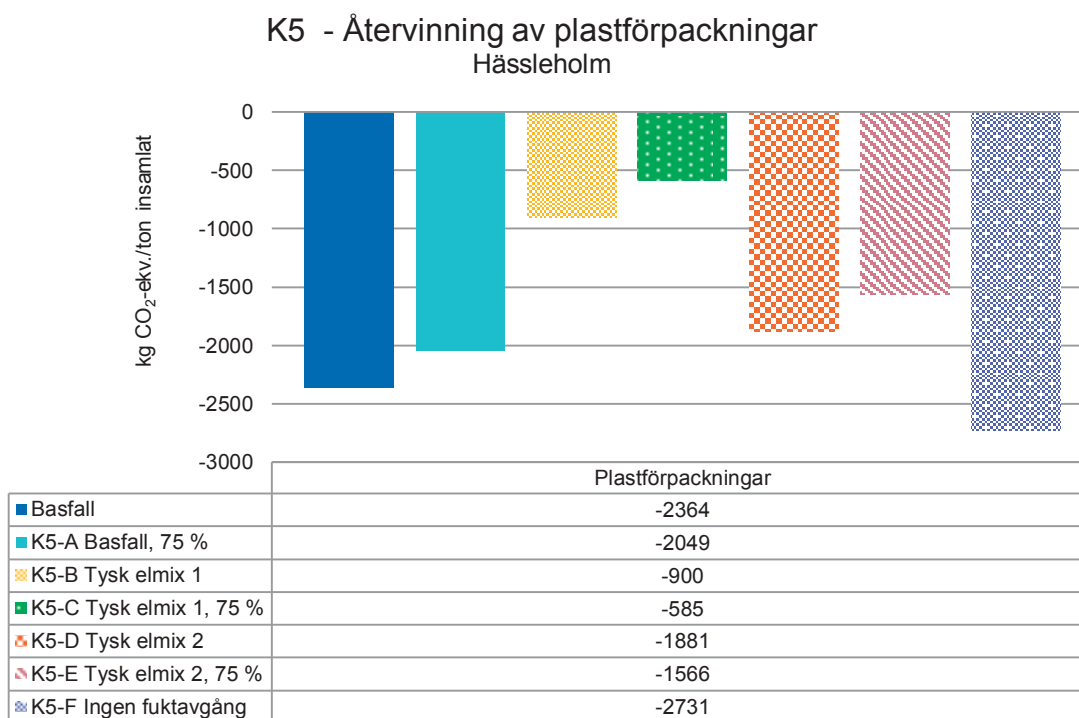
I fallen K4-A och K4-B med antaganden om återvinning i Sverige och beräkningar med olika värden för nordisk elmix, visar resultaten nettoutsläpp av växthusgaser för både tidningar och pappersförpackningar i K4-A, och nettoutsläpp för pappersförpackningar även i K4-B. Som mest beräknas återvinning av tidningar leda till nettoutsläpp av 37 kg CO₂-ekvivalenter och för pappersförpackningar är de största utsläppen 214 kg CO₂-ekvivalenter. I antagandet att samtliga pappersförpackningar återvinns i Tyskland och ersätter jungfruligt papper där (K4-C), visar beräkningar att en större klimatnytta uppnås jämfört med basfallet.

K5 Antaganden om återvinning av plastförpackningar

För bearbetning av plastförpackningar för återvinning har inga primärdata inhämtats, och beräkningarna i basfallet bygger på data från en tidigare undersökning av materialåtervinningens miljöfördelar, med fokus på återvinning via FTI AB. I känslighetsanalysen görs en mycket översiktlig beräkning av hur förhållandet mellan återvinning i Sverige och återvinning i Tyskland skulle kunna se ut. Antagandena som ligger till grund för beräkningarna är att utsläppen från 1 kWh av tysk elmix är 4-10 gånger större än utsläppen från 1 kWh nordisk elmix (beroende på vilket utsläppsvärde som antas för nordisk elmix). Om miljöpåverkan från bearbetningen antas vara framräknad baserad på energianvändning och huvudsakligen elanvändning, kan miljöpåverkan från motsvarande process i Tyskland beräknas ge upphov till mellan 4 och 10 gånger större miljöpåverkan än motsvarande process i Norden. Ett scenario där miljöpåverkan är 4 gånger större i Tyskland undersöks i fallen K5-D och K5-E, och ett scenario där miljöpåverkan antas vara 10 gånger större i Tyskland undersöks i fallen K5-B och K5-C.

I känslighetsanalysen testas även antagandet att återvunnen plastråvara ersätter jungfrulig plast till 100 %, genom att beräkna hur stor miljönyttan blir om återvunnen plast ersätter jungfrulig plast endast till 75 %. Denna beräkning görs för varje scenario ovan; för basfallet, ett scenario med tysk elmix med miljöpåverkan 4 gånger större än nordisk elmix och ett scenario med tysk elmix med miljöpåverkan 10 gånger större än nordisk.

Till sist testas betydelsen av antagande om fuktavgång från den insamlade plastfraktionen i K5-F, där ingen fuktavgång sker. Den påverkan som samtliga antaganden har på resultatet för materialåtervinning av plastförpackningar visas i figur 28.

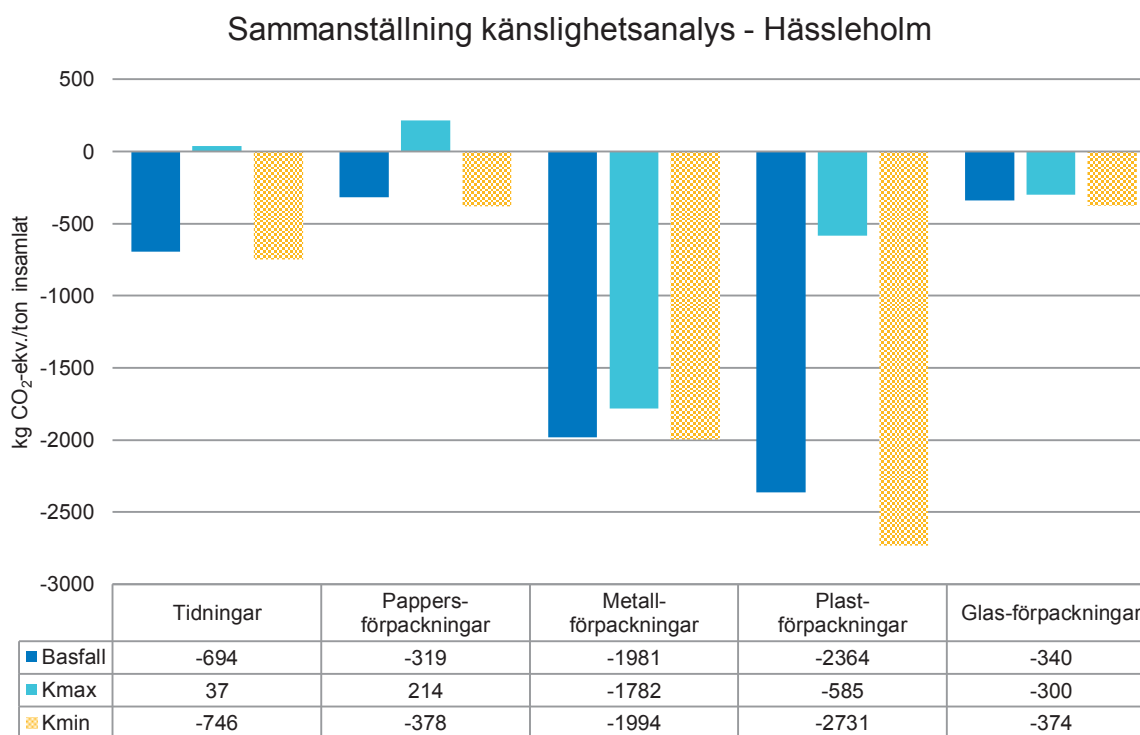


Figur 28. Klimatnytta vid materialåtervinning av plastförpackningar från Hässleholms kommun. Olika antaganden för elmix och därmed klimatpåverkan från elproduktion testas. Även antaganden om hur mycket utav återvunnen plast som ersätter jungfrulig plast, och antaganden om fuktavgång, testas.

För samtliga antaganden visar resultaten att nettobesparingar av växthusgasutsläpp uppstår. Med antagandena om återvinning i Tyskland blir resultatet fortfarande nettobesparingar av utsläpp av växthusgaser, men de undvikna utsläppen är 62 % mindre i K5-B och 20 % mindre i K5-D jämfört med basfallet. Antagandet om att återvunnen plastråvara ersätter jungfrulig plast till 75 % istället för till 100 %, visar fortfarande på nettobesparingar av växthusgasutsläpp, men besparingarna minskar med mellan 13 % och 35 % i olika scenarier. Om ingen fuktavgång tas med i beräkningarna ökar klimatnyttan med 16 % från basfallet.

Sammanställning av känslighetsanalysen

I figur 29 visas nettoutsläpp av växthusgaser till följd av materialåtervinning av ett ton insamlat avfall av respektive fraktion i basfallet, tillsammans med känslighetsanalysens ”sämsta fall” (största nettoutsläpp) och ”bästa fall” (minsta nettoutsläpp) för respektive materialslag.



Figur 29. Utsläppsbalans vid materialåtervinning av förpackningar och tidningar från Hässleholms kommun. Tabellen visar resultat från basfallet tillsammans med det bästa och sämsta resultatet från känslighetsanalysen för respektive fraktion.

För samtliga fraktioner visar känslighetsanalysen att olika antaganden och data påverkar resultaten märkbart. För tidningar och pappersförpackningar innebär de värsta fallen nettoutsläpp av växthusgaser medan det för samtliga andra fraktioner handlar om att storleken på klimatnyttan varierar.

6.2.3 Datakvalitet

De källor för olika indata som använts i beräkningar för olika enhetsprocesser och material presenteras i bilaga 1, tillsammans med det eller de referensår data motsvarar. Ursprungligen eftersträvades en äldsta ålder på data på 10 år och en geografisk täckning motsvarande Europa (Norden för elmix). Vidare eftersträvades primärdata, det vill säga data från specifika företag, situationer och produktionsförhållanden, och i andra hand data från litteratur och databaser.

Vad gäller krav på en högsta ålder på data på 10 år uppfyller de flesta källor (ca 3 av 4) kravet. Data för nyproduktion av material är i många fall 9-10 år gammal (eller äldre), vilket utgör en osäkerhet och förbättringspotential i beräkningarna. Geografisk täckning för dessa data kan också förbättras.

För tidningar och plastförpackningar har ingen data från de företag som bearbetar och återvinner fraktionerna kunnat inhämtas. Även i de fall då data inhämtats från de företag som bekräftats hantera materialet i fråga, handlar det om medelvärden för behandling som sällan är specifika för just förpackningar utan för materialslaget i stort. Generellt gäller att större insikt i bearbetnings- och återvinningsföretagen hade varit en fördel för undersökningen, men inom ramen för uppgiften anses de data som samlats in utgöra ett tillräckligt underlag för översiktliga beräkningar. Inventeringen kan dock inte anses uppfylla samtliga krav i ISO-standarderna, dels eftersom metadata om hur data tagits fram är begränsad eller saknas helt, och dels eftersom vissa processer med sannolikhet inte omfattas av indata (exempelvis saknas information om bränsleförbrukning vid omlastning av material på anläggningarna). Data kan accepteras för översiktliga beräkningar men för kompletta livscykelanalyser av respektive fraktion krävs ytterligare data och större insikt i företagen som bearbetar materialen.

6.2.4 Analys av beräkningar av klimatnytta

Här analyseras de resultat som presenteras i avsnitt *6.2.1 Miljöpåverkansbedömning* och *6.2.2 Känslighetsanalys*.

För samtliga fraktioner gäller att beräkningarna i basfallet visar att materialåtervinning innebär en klimatnytta i form av undvikna utsläpp av växthusgaser.

För samtliga fraktioner gäller också att utsläpp från transporter utgör en mycket liten del av den totala utsläppsbalansen vid materialåtervinning, och antaganden som gjorts vad gäller transporter kan därför accepteras. Inte heller i de fall då material bearbetas utanför Norden utgör transporterna någon betydande del av den totala utsläppsbalansen. Även klimatpåverkan från insamling utgör för samtliga fraktioner en relativt liten del av totalen. Antaganden om elmix har stor betydelse för resultatet, framförallt då bearbetning, återvinning eller nyproduktion kräver mycket elektricitet. För beräkning av miljöpåverkan från balningsaktiviteter för plast- och pappersförpackningar gjordes grova uppskattningar som accepteras då resultaten visar att påverkan från dessa aktiviteter inte utgör någon betydande del av de totala resultaten (<0,01 % av miljöpåverkan från bearbetningsprocessen).

För plastförpackningar uppstår den stora klimatnyttan i samband med att förbränning av plast undviks och att produktion av jungfrulig plast undviks. För andra fraktioner gäller att den största klimatnyttan uppstår till följd av att produktion av jungfrulig råvara undviks. Eftersom

nyproduktion ofta är energiintensiv, spelar antaganden om miljöpåverkan från elproduktion för dessa processer en stor roll för hur resultatet för klimatnytta faller ut. Detta gäller speciellt för pappersmaterial. Eftersom nyproduktion av pappersmassa är mycket elintensiv jämfört med materialåtervinning, och den elektricitet som används i Norden har ett relativt lågt utsläppsvärde, blir resultatet att det är mer fördelaktigt att återvinna och därmed undvika nyproduktion i Tyskland där elmixen har ett högre utsläppsvärde.

För förpackningar av papper, plast och metall har Närab en särskild komprimeringsanordning som komprimerar förpackningarna inför transport till sorteringsföretag respektive fragmenteringsanläggning. I brist på data beräknas hanteringen av dessa fraktioner på samma sätt som för fraktionerna från Hässleholm, och komprimeringen ingår således inte i resultaten.

Resultaten kan inte heller påvisa några skillnader i klimatnytta som kan hänföras till demografiska skillnader mellan kommunerna. Denna typ av skillnader kan inte uteslutas men eftersom fokus av analysen ligger på hela materialåtervinningssystem, blir analysen inte detaljerad vad gäller insamlingstransporter som bidrar med en relativt liten del av den totala klimatpåverkan.

Den funktionella enheten specificerar att analysen gäller omhändertagande av återvinningsfraktion *från hushåll*, vilket motiveras av att hushållsavfall skiljer sig från verksamhets- och industriavfall, och analysen avser endast hushållsavfall. I vissa fall saknas data som specifikt beskriver exempelvis bearbetning av metallförpackningsmaterial, och i dessa fall används genomsnittliga data för processerna. Valet av FE anses acceptabelt då distinktionen mellan hushållsavfall och annat avfall är viktig för analysens målsättning och omfattning.

I följande avsnitt analyseras resultaten för respektive fraktion av tidningar och förpackningar av papper, metall, plast och glas.

Tidningar

Resultaten för tidningsfraktionen från Hässleholms kommun respektive Närabs kommuner skiljer sig åt med 8 kg CO₂-ekvivalenter per ton insamlad fraktion, vilket i stort sett kan härledas till skillnader i miljöpåverkan vid insamling. Skillnaden mellan resultaten är mycket liten (ca 1 %). Känslighetsanalysen K1 visar att en alternativ insamlingsallokering för Hässleholms kommun inte påverkar resultatet nämnvärt (differensen från basfallet är <1 %). Vid beräkningarna används samma indata för de båda fraktionerna från Hässleholm och Närabs kommuner vad gäller energi- och bränsleförbrukning vid bearbetning och återvinning, vilket är en uppskattning av verkligheten som inte nödvändigtvis stämmer. Det finns dock ingenting som tyder på att tidningar från de olika kommunerna skulle behandlas med olika tekniker. Det finns heller inget som tyder på att demografiska skillnader mellan kommunerna medför några skillnader i klimatnytta mellan återvinningssystemen.

Känslighetsanalysen K4 visar att olika antaganden som rör i vilken geografisk region tidningar återvinns och olika utsläppsvärden för elproduktion, påverkar resultatet i stor utsträckning (från -694 kg CO₂-ekvivalenter i basfallet till +37 kg CO₂-ekvivalenter i K4-A, en förändring med +105 %). De utsläppsbesparingar som sker i basfallet beror till stor del på att returpappersmassa antas ersätta nyproduktion av pappersmassa i Tyskland, där elmixen har större utsläppsfaktor än i Norden. I känslighetsanalys K2 visas att antaganden om vilken typ av el- och värmeproduktion som ersätter utebliven förbränning av tidningar har betydelse för

resultatet, men dessa antaganden är av mindre betydelse (största differensen är -56 % från basfallet) än de som testas i K4. Sammantaget visar känslighetsanalysen att resultatet för klimatnytta vid materialåtervinning av tidningsfraktionen är starkt beroende av vissa antaganden som görs, främst om miljöpåverkan från elproduktion. Materialåtervinning av tidningar i Tyskland resulterar i klimatnytta även om utebliven förbränning kompenseras med förbränning av olja i kraftvärmeverk. Bristen på tillgång till data från de företag som faktiskt bearbetar och återvinner materialet medför dock osäkerheter i resultaten.

Antagandet om att förbränning av pappersmaterial inte släpper ut koldioxid baseras på resonemanget att utsläpp av biogen koldioxid, det vill säga koldioxid från ”förnybart” biologiskt material som träd och andra växter, kan kvittas mot det koldioxidupptag som gröna växter gör under sin livstid. I realiteten sker alltså växthusgasutsläpp vid förbränning av papper och trä, men kolet i gaserna kan anses ingå i ett kretslopp av upptag och utsläpp som på längre sikt inte bidrar till en ökad växthuseffekt. I beräkningarna kan effekterna av detta antagande bli en nackdel för materialåtervinningen, eftersom förbränning av pappersmaterial ger energi utan utsläpp av växthusgaser. I grundfallet beräknas dock även utsläppen vid förbränning av importerat hushållsavfall endast i form av fossila växthusgasutsläpp, vilket innebär att jämförelsen och beräkningarna bör bli korrekta med avseende på utsläppsbalansen.

Returpappersmassa kräver mindre energiinsatser för att torkas än jungfrulig pappermassa, men i systemet antas att återvunnen pappersmassa ersätter jungfrulig vid inloppet till pappersprodukttillverkning, och därmed ingår denna skillnad i energiåtgång inte i beräkningarna. Materialåtervinning av pappersmaterial innebär således ytterligare energibesparingar totalt sett, än de som kan ses i beräkningarna.

Ytterligare ett antagande som är en förenkling av verkligheten är det att tidningar består till 100 % av papper. En fullständig LCA kräver att samtliga komponenter i tidningen redogörs för men här accepteras antagandet för en översiktlig analys. För återvinning och nyproduktion av tidningar ingår alltså inte data för återvinning och nyproduktion av andra material än pappersmassa.

Pappersförpackningar

Resultatet för pappersförpackningar från Närab visar på en större klimatnytta i form av -102 kg CO₂-ekvivalenter jämfört med resultatet för samma fraktion från Hässleholm. Skillnaderna kan förklaras med skillnader i miljöpåverkan från insamlingssteget, och med att Närabs material till 100 % ersätter jungfruligt papper i Tyskland medan 90 % av materialet från Hässleholm ersätter jungfruligt papper i Tyskland och 10 % i Sverige. Klimatmässigt ger undvikande av tysk elektricitet en större utsläppsminskning än undvikande av nordisk elektricitet, eftersom nordisk elmix har ett mindre utsläppsvärde. Med en alternativ insamlingsallokering för Hässleholms fraktion minskar skillnaden mellan resultaten från 102 kg till 59 kg CO₂-ekvivalenter. Det ska poängteras att samma indata vad gäller energi- och bränsleförbrukning används för de båda fraktionerna, vilket är en uppskattning av verkligheten som inte nödvändigtvis stämmer. Det finns ingenting som tyder på att fraktionerna skulle behandlas med olika tekniker, men det bör poängteras att Närabs material inte hanteras av Fiskeby Board som är källa till data för bearbetningsprocessen. Inte heller hela fraktionen från Hässleholm bearbetas av Fiskeby, och detta medför osäkerhet i resultaten, eftersom de utländska behandlingsföretagen är okända. Dock påvisar resultaten inga skillnader i klimatnytta som kan hänföras till demografiska skillnader mellan kommunerna.

Känslighetsanalysen K4 visar att antaganden om var pappersförpackningar från Hässleholm återvinns, och därmed antaganden om utsläppsvärden för elproduktion, har stor betydelse för hur resultatet vad gäller klimatnytta faller ut. I det värsta fallet (K4-A) antas att pappersförpackningar återvinns och ersätter ny råvara i Sverige (med beräkningar med lägre utsläppsvärde från elproduktion), vilket innebär nettoutsläpp av 214 kg CO₂-ekvivalenter per ton insamlat material. Om hela fraktionen återvinns i Tyskland (K4-C), blir resultatet istället att utsläpp motsvarande 368 kg CO₂-ekvivalenter undviks.

Det bästa fallet i känslighetsanalysen utgörs av antagande K2-C, där det antas att pappersförpackningar återvinns i Tyskland (90 %) och Sverige (10 %), och att undviken förbränning ersätts av kraftvärme från skogsbränsle. Resultatet är nettoutsläpp av -378 kg CO₂-ekvivalenter per ton insamlat material. Tätt därefter kommer antagandet att alla pappersförpackningar återvinns i Tyskland (fall K4-C) med -368 kg CO₂-ekvivalenter. Känslighetsanalysen visar bland annat att en större klimatnytta uppnås då 90 % av pappersförpackningar återvinns i Tyskland och ersätter ny råvara där även om utebliven förbränning kompenseras med fossil olja (scenario K2-D), än om pappersförpackningar återvinns i Sverige och ersätter jungfruligt papper här, förutsatt att ett lägre utsläppsvärde antas för nordisk elmix (scenario K4-A). Med ett något högre utsläppsvärde för nordisk elektricitet (scenario K4-B) skiftar förhållandet, och återvinning i Sverige resulterar i mindre nettoutsläpp.

Olika antaganden om indata och framförallt miljöpåverkan från elproduktion, är avgörande för hur resultatet för klimatnytta faller ut. Antaganden vad gäller den el- och värmeproduktion som ersätter utebliven förbränning av pappersförpackningar påverkar också resultatet. Vad gäller antagandet om att förbränning av pappersmaterial inte ger upphov till ökade utsläpp av växthusgaser, är resonemangen för pappersförpackningar desamma som för tidningar.

För pappersförpackningar gäller samma resonemang som för tidningar när det gäller energiåtgång vid torkning av pappersmassa och när det gäller pappersförpackningars sammansättning. Det faktum att returpappersmassa kräver mindre energiinsatser än jungfrulig pappersmassa i torkningsprocesser vid pappersprodukttillverkning, tas inte med i beräkningarna. För många typer av pappersförpackningar gäller också att andra material än pappersfibrer ingår men i analysen antas att förpackningarna består till 100 % av pappersfibrer. Exempelvis saknas data för nyproduktion av eventuella andra material som används vid produktion av pappersförpackningar.

Metallförpackningar

Resultatet för metallförpackningar skiljer sig något mellan fraktionen från Hässleholm (-1976 kg CO₂-ekvivalenter) och fraktionen från Närab (-1948 kg CO₂-ekvivalenter). Skillnaden beror dels på miljöpåverkan från insamlingssteget och dels från transporter, bearbetning och utebliven nyproduktion eftersom Hässleholms fraktion antas behandlas i Sverige medan stål i Närabs fraktion antas behandlas i Turkiet. Bristen på primärdata för behandling av metallförpackningar från Närabs kommuner motiverar att data från de aktörer som hanterar fraktionen från Hässleholms kommun, appliceras även på fraktionen från Närab. Detta är en förenkling av verkligheten som medför osäkerheter i resultatet. Resultaten visar inga skillnader i klimatnytta kan hänföras till demografiska skillnader mellan kommunerna.

Känslighetsanalysen K1 visar att en alternativ insamlingsallokering för Hässleholms fraktion har en mycket liten påverkan på resultatet (<1 % förändring från basfallet).

Känslighetsanalysen K3 visar att antaganden om var fraktionen från Hässleholm återvinns och därmed vilket utsläppsvärde som används för elproduktion kan påverka resultatet. Med antagandet i K3-B om att metallförpackningar återvinns i Tyskland minskar klimatnyttan med ca 10 %, vilket är den största differensen från basfallet som kan observeras i känslighetsanalysen. Sammantaget ligger resultaten i känslighetsanalysen på mellan -1777 kg och -1989 kg CO₂-ekvivalenter per ton insamlad metallfraktion i Hässleholms kommun.

Plastförpackningar

Klimatnyttan av materialåtervinning av plastförpackningar skiljer sig åt mellan fraktionen från Hässleholm (-2364 kg CO₂-ekvivalenter) och fraktionen från Närab (-780 kg CO₂-ekvivalenter). Skillnaden mellan resultaten beror främst på de olika sorteringstekniker som appliceras på fraktionerna och som leder till olika stora materialförluster (totalt 36 % för fraktionen från Hässleholm och 80 % för fraktionen från Närab), och därmed även till skillnader i hur mycket förbränning av plast som undviks och hur mycket jungfrulig råvara som undviks. Uppgifter om materialförluster anses tillförlitliga, och en skillnad mellan resultaten för fraktionerna från de olika kommunerna framstår som rimlig. Resultaten visar inga skillnader i klimatnytta som kan hänföras till demografiska skillnader mellan kommunerna.

I känslighetsanalys K4 testas betydelsen av antagandet att utebliven förbränning av plastförpackningar kompenseras med förbränning av importerat avfallsbränsle. Med de olika antagandena i K4-A (fjärrvärme från Hässleholm miljö och nordisk elmix) och K4-B (skogsbränsle i kraftvärmeverk) påverkas inte resultatet nämnvärt (0 % resp. 5 % förändring från basfallet). Med antagandet att utebliven förbränning kompenseras med eldningsolja som bränsle i kraftvärmeverk minskar klimatnyttan med 40 % till -1410 kg CO₂-ekvivalenter.

Känslighetsanalysen K5 visar betydelsen av olika antaganden om miljöpåverkan från elproduktion för resultaten, och betydelsen av antaganden om hur mycket av den återvunna plasten som kan antas ersätta jungfrulig plast. Den minsta klimatnytta som kan observeras för plastfraktionen från Hässleholm är fallet K5-C där plast återvinns i Tyskland och endast 75 % av materialet ersätter jungfrulig plast (resten antas inte ersätta något jungfruligt material). Scenariot ger nettoutsläpp av -585 kg CO₂-ekvivalenter. Det ska dock påpekas att resultaten i fallen K5-B till K5-E endast kan ses som riktvärden eftersom indata räknats om för att motsvara tyska förhållanden på ett grovt förenklat sätt. Överlag gäller att data för bearbetnings- och återvinningsprocesser saknar metadata, vilket medför ytterligare osäkerhet i resultaten.

Störst klimatnytta observeras då förluster till följd av fuktavgång från materialet sätts till noll, vilket ger nettoutsläpp av -2731 kg CO₂-ekvivalenter. För fraktionen från Närabs kommuner sätts förluster till följd av fuktavgång till noll, eftersom information för hur beräkningar av fuktavgång för Hässleholms plastfraktion gjorts, inte finns att tillgå. Då kartläggningen inte heller kan säkerställa att materialen behandlas med likvärdiga metoder och tekniker, görs antagandet om 0 % fuktavgång för Närabs plastfraktion. Därmed ska basfallet för Närabs plastfraktion, -780 kg CO₂-ekvivalenter, också jämföras med känslighetsanalysens resultat för plastfraktionen från Hässleholms kommun, -2731 kg CO₂-ekvivalenter, då fuktavgång sätts till noll. Det bör dock påpekas att Närab vid vissa tillfällen säljer insamlad mjukplast till

återvinningsföretag, vilket skulle öka klimatnyttan från återvinningssystemet för plastförpackningar från Närabs kommuner. Dessa uppgifter är dock mycket osäkra vilket är anledningen till att de inte ingår i beräkningarna.

Sammantaget kan konstateras att resultatet påverkas av mängden materialförluster i systemet, antaganden om miljöpåverkan från elproduktion samt antaganden om hur mycket av återvunnet material som ersätter jungfruligt material.

Återvunnen plastråvara antas ersätta jungfrulig plast vid tillverkning av nya produkter. I brist på data om eventuella additiv som tillsätts återvunnen plast för att möjliggöra ersättande av jungfruligt material, ingår inte eventuella tillsatssämnen i beräkningarna.

Glasförpackningar

Skillnaden i klimatnytta av materialåtervinning av glasförpackningar från Hässleholms kommun (-340 kg CO₂-ekvivalenter per ton insamlad fraktion) och Närabs kommun (-388 kg CO₂-ekvivalenter per ton insamlad fraktion) är relativt liten och kan till stor del härledas till insamlingssteget. Med en alternativ allokering av miljöpåverkan från insamlingsarbete i Hässleholms kommun minskar skillnaden från 48 kg till 14 kg CO₂-ekvivalenter per ton insamlad glasfraktion. Denna skillnad skulle möjligen kunna förklaras med demografiska skillnader mellan kommunerna (exempelvis befolkningstäthet och yta), men i och med att data för insamlingstransporter och metoder för hur denna behandlas och allokeras är osäkra, kan ingen säker slutsats dras.

Känslighetsanalysen K3 visar att antaganden om var fraktionen från Hässleholm återvinns och därmed vilket utsläppsvärde som används för elproduktion kan påverka resultatet. I scenario K3-B där glas antas återvinnas i Tyskland och beräkningar sker med ett utsläppsvärde för elproduktion som motsvarar tysk elmix, minskar klimatnyttan med 12 % (nettoutsläpp av -300 kg CO₂-ekvivalenter per ton insamlad fraktion). Detta är den minsta klimatnyttan som observeras för materialåtervinning av glasförpackningar i känslighetsanalysen.

7. Analys och tolkning av resultat

Utöver den analys av klimatnyttoberäkningar och känslighetsanalys som presenterades i avsnitt 6.2.4 *Analys av beräkningar av klimatnytta*, presenteras här en analys och tolkning av resultat kopplat till litteraturstudien.

Den prioriteringsordning för förebyggande och behandlingsmetoder för avfall som EU:s avfallshierarki innebär, kan till stor del stärkas med de resultat för materialåtervinningens klimatnytta som presenteras i avsnitt 6. *Resultat*. För samtliga fraktioner av tidningar och förpackningar visar beräkningarna att materialåtervinning istället för förbränning innebär minskade utsläpp av växthusgaser och därmed klimatnytta (med viss osäkerhet i resultaten för pappersmaterial). I likhet med många andra studier visar resultaten att transporter utgör en relativt liten del av den totala utsläppsbalansen vid materialåtervinning, och att klimatnytta uppstår då återvunnet material ersätter jungfruligt och därmed undviker produktion av jungfruligt material. I de fall då material återvinns och bearbetas utomlands kan detta påverka resultatet för klimatnytta men då inte till följd av ökade transporter utan till följd av att landets elmix har ett högre utsläppsvärde än i nordiska länder, det vill säga att elproduktionen har en större klimatpåverkan.

Klimatnytta vid materialåtervinning

För att olika LCA:er ska kunna jämföras med varandra krävs att dess systemgränser och funktionella enheter är likvärdiga. Här görs en översiktlig sammanställning av resultaten från beräkningarna i detta arbete med resultaten från andra studier, trots eventuella skillnader vad gäller systemgränser och antaganden. Resultaten ska på grund av skillnader i systemgränser, funktionella enheter och antaganden inte jämföras rakt av, men sammanställningen kan ge en uppfattning om storleken av den klimatnytta som uppstår vid materialåtervinning.

Tabell 3 visar utsläppsbalanser av växthusgaser i kg CO₂-ekvivalenter som uppstår vid materialåtervinning av tidningar och förpackningar istället för förbränning eller deponi. För material från Hässleholms och Närabs kommuner motsvarar beräkningarna utsläppsbalansen vid materialåtervinning istället för förbränning eller deponi av 1000 kg insamlad återvinningsfraktion. De värden som presenteras för känslighetsanalys visar de lägsta och högsta resultaten som beräknas för material från Hässleholms kommun då olika parametrar och antaganden varieras. I tabellen presenteras också de lägsta och högsta resultaten från andra studier som ingår i litteraturstudien. För dessa studier kan systemgränser, val av funktionell enhet och antaganden variera.

Tabell 3. Utsläpp av växthusgaser i kg CO₂-ekvivalenter vid materialåtervinning av förpackningar och tidningar jämfört med förbränning eller deponi. Basfall och känslighetsanalys undersöker materialåtervinning av 1000 kg insamlad återvinningsfraktion från Hässleholms kommun och Närabs ägarkommuner (känslighetsanalysen baseras dock endast på material från Hässleholms kommun). Resultat från litteraturstudien är hämtade från olika studier med olika funktionella enheter, systemgränser och antaganden.

(kg CO ₂ -ekvivalenter)	Basfall		Känslighetsanalys		Litteratur			
	Hässleholm	Nårab	Lägsta	Högsta	Lägsta	Källa	Högsta	Källa
Tidningar	-694	-704	-746	37	-1 250	Merrild, Damgaard & Christensen 2008	400	Merrild, Damgaard & Christensen 2008
Pappersförpackningar	-319	-421	-378	214	-1 250	Merrild, Damgaard & Christensen 2008	400	Merrild, Damgaard & Christensen 2008
Metallförpackningar	-1 976	-1 948	-1 989	-1 777	-10 500	ALBA Group 2013	-934	Rigamonti, Grosso & Sunseri 2009
Plastförpackningar	-2 364	-780	-2 731	-585	-3 420	Elander et al. 2014	-494	Interseroh 2013
Glasförpackningar	-340	-388	-374	-300	-760	Elander et al. 2014	-666	Rigamonti, Grosso & Sunseri 2009

Litteraturstudien visar att materialåtervinning av tidningar och pappersförpackningar i de flesta fall är att föredra framför förbränning med energiåtervinning, men att antaganden om utsläppsvärden för elproduktion och användning av fossila bränslen i olika processer påverkar resultaten i stor utsträckning. Känslighetsanalysen i detta arbete visar att många resultat är mycket beroende av antaganden om utsläppsvärde för elproduktion. I tabell 3 presenteras den beräknade klimatnyttan av materialåtervinning av pappersförpackningar tillsammans med den som litteraturen rapporterar för pappersmaterial generellt eller för tidningsmaterial, och endast en grov jämförelse kan göras mellan resultaten. I beräkningar i detta arbete tas ingen hänsyn till att trämaterial som inte blir papper istället kan bli något annat, t.ex. någon form av biobränsle. Känslighetsanalysen visar att antaganden om miljöpåverkan från elproduktion påverkar resultatet i större utsträckning än antaganden om vilket bränsle som ersätter det pappersmaterial som uteblir från förbränning. I beräkningarna görs antagandet att pappersförpackningar och tidningar består till 100 % av pappersfibrer, och andra ämnen som ingår vid tillverkningen omfattas inte av analysen. Litteraturen visar dock att klimatnyttan vid materialåtervinning av pappersförpackningar ökar om även polyAl (plast och aluminium) materialåtervinns.

För metallförpackningar visar olika studier på olika stor klimatnytta med materialåtervinning. Litteraturen rapporterar om olika stor klimatnytta vid återvinning av aluminium respektive stål, och antagandet om metallförpackningsfraktionens sammansättning blir viktigt för resultatet och för eventuella jämförelser mellan litteraturens värden och de värden som beräknats här. För fraktionerna från Hässleholms kommun respektive Närabs ägarkommuner görs beräkningar med antagandet att metallinnehållet i ett ton insamlade metallförpackningar består till 75 % av stål och till 25 % av aluminium.

Den klimatnytta som uppstår vid materialåtervinning av plast varierar stort mellan olika studier. Resultaten och känslighetsanalyserna i detta arbete visar att olika antaganden om materialåtervinning av plastförpackningar, bland annat om elmix, fuktavgång och i hur stor utsträckning jungfrulig plast ersätts av återvunnet material, påverkar hur stor klimatnytta som

uppnås. Skillnaden mellan resultaten för plastförpackningar från Hässleholms respektive Närabs kommuner beror på att olika sorteringstekniker appliceras på de olika fraktionerna. Material från Hässleholm återvinns i FTI:s regi och krav ställs på minst 80 % utbyte i processen hos sorteringsanläggningar, som får betalt för att ta hand om plastförpackningarna. Fraktionen från Närab säljs till högstbjudande och inget krav på minsta utbyte ställs på sorteringen, utan utbytet följer av den hantering som är ekonomiskt motiverad. FTI:s modell är att erbjuda kommunerna någorlunda fasta priser för det material som källsorteras, vilket innebär att ersättningen ibland kan ligga under marknadspriset. Närab har valt avtal som låter ersättningen för materialet bero av marknadspriset. Beräkningar för plastfraktionen från Närabs kommuner inkluderar inte eventuell återvinning av mjukplast, vilket kan innebära att en större mängd plast än den som kartlagts här materialåtervinns.

Analyser av olika typer av återvunnen plast från det tyska företaget ALBA visar att beroende på vilket användningsområde återvunnet material ska ha och därmed hur mycket det upparbetas med diverse tillsatser, påverkar hur stor klimatnytta som uppnås, med mindre klimatnytta för mer upparbetade plasttyper. I brist på information om eventuella additiv ingår inga tillsatsämnen i analysen och beräkningarna här, och i brist på information om vilka produkter som tillverkas av återvunnen plast från Hässleholms och Närabs kommuner, görs inga antaganden om graden av upparbetning. Eventuella tillsatser av additiv för att möjliggöra att återvunnen plastråvara kan ersätta jungfruligt material utgör en osäkerhet och felkälla i beräkningarna.

Litteraturen och beräkningarna i detta arbete visar på olika stor klimatnytta vid materialåtervinning av glas. För en förklaring till skillnaden krävs mer insikt i de studerade studierna. När det gäller eventuella förbättringar av återvinningen av glasfraktionen från de skånska kommunerna menar SGÅ att en större del ofärgat återvunnet glas skulle kunna ersätta jungfruligt glas i förpackningar om sorteringen av färgat och ofärgat glas hos hushållen förbättras. Det skulle också medföra att en större del av glasmaterialet skulle kunna cirkuleras fler gånger i återvinningssystemet för förpackningar, och enligt litteraturen kan flera återvinningscykler resultera i att klimatnyttan ökar.

För beräkningarna i detta arbete har systemgränser bestämts så att samtliga material ingår i en återvinningscykel vilket innebär att varje ton material genomgår materialåtervinning en gång och ersätter jungfrulig råvara i nya produkter, sedan följs inte materialet längre. Antaganden om fler återvinningscykler kan för samtliga material medföra en ökad klimatnytta för materialåtervinning men för beräkningar av fler cykler krävs mer kunskap om insamlingsgrader. För exempelvis tidningar, glas- och pappersförpackningar, där allt eller en del av återvunnet material används i samma produktslag, är ett antagande om ytterligare återvinningscykler inte orimligt.

Tolkning av klimatnyttoanalys

I beräkningar av klimatnytta kan inga skillnader mellan systemen för omhändertagande av material från Hässleholms respektive Närabs kommuner hänföras till demografiska skillnader mellan kommunerna. Ingen analys av fraktionernas innehåll har dock gjorts, och ett ton av en viss fraktion antas ha samma sammansättning i Hässleholms och Närabs kommuner. Däremot har Hässleholm Miljö och Närab olika typer av avtal för omhändertagande av förpacknings- och tidningsavfall. Vid beräkningar av materialåtervinningens klimatnytta för fraktioner från de båda bolagen uppstår inga markanta skillnader med undantag för plastförpackningar, som nämnts ovan. I flera fall har dock data från företag som behandlar material från Hässleholm

applicerats på material från Närab, i brist på bättre data för hanteringen av Närabs material. Detta försvårar naturligtvis upptäckten av skillnader till följd av olika hantering hos olika företag eller behandling med olika tekniker. Materialåtervinning av fraktionerna från Närab har kunnat följas till de företag som handlar med materialen men inte till de företag som bearbetar materialen inför återvinning (med undantag för glasförpackningar där SGÅ är ensam mottagare av material). Fraktionerna från Hässleholm Miljö har i större utsträckning kunnat följas till de företag som bearbetar materialen inför återvinning, men även här har sekretess hos företagen omöjliggjort en fullständig kartläggning av materialåtervinningen.

Resultaten från kartläggning och beräkningar av klimatnytta tyder dock på att materialåtervinning av förpackningar och tidningar från både Hässleholms kommun och från Närabs kommuner, innebär undvikna utsläpp av växthusgaser och därmed klimatnytta. Således bidrar materialåtervinning av förpackningar och tidningar till det nationella miljömålet om begränsad klimatpåverkan. Dessa slutsatser stöds av litteraturstudien.

Klimatnytta som studeras här gäller för en jämförelse av materialåtervinning med energiåtervinning eller deponi. Resultat som tyder på klimatnytta av materialåtervinning motiverar avfallshierarkins inbördes prioritering av dessa behandlingsalternativ. Resultaten ska inte tolkas som att materialåtervinning ger minskade växthusgasutsläpp i jämförelse med hierarkins högre prioriterade steg som förebyggande och återanvändning. För att studera förhållandet mellan förebyggande och materialåtervinning krävs studier där systemgränser innefattar den ursprungliga tillverkningen av en produkt, användningen av den och sedan materialåtervinning av materialet, jämfört med att produkten aldrig tillverkas.

Utöver de resultat för klimatnytta som presenteras, anger samtliga studier som ingår i litteraturstudien att materialåtervinning innebär besparingar av primärenergi och av abiotiska råvaror. Materialåtervinning av inerta material som glas och metall, leder till minskade mängder deponerat material. Grovt räknat undviks deponering av minst ett kg glas eller metall för varje kg glas eller metall som materialåtervinns. För metall leder materialåtervinning också till att olika typer av avfall från mineralbrytning undviks. Även här gäller dock att materialåtervinning av ett ton avfall inte medför fördelar framför undvikande av samma mängd avfall.

Gifffria kretslopp

Vad gäller det nationella miljömålet om en giftfri miljö och etappmålet om resurseffektiva och giftfria kretslopp visar litteraturstudien att materialåtervinning kan utgöra en risk för spridning av oönskade ämnen som ingår i vissa produkter. Studier tyder på att oönskade ämnen från äldre produkter eller från exempelvis tryckfärg och tillsatser i pappers- och plastmaterial, kan kontaminera material vid materialåtervinning och därmed cirkuleras i ytterligare produkter och eventuellt leda till oönskad exponering av dessa ämnen, t.ex. genom migration till livsmedel. En sådan cirkulering bidrar inte till etappmålet om giftfria kretslopp. Inga risker för exponering av oönskade ämnen i till följd av materialåtervinning av glas och metall påträffades vid litteratursökningen. Inte heller för övriga fraktioner har sådan cirkulering och exponering påträffats som överstiger rikt- och gränsvärden, eller som kan antas medföra allvarliga olägenheter för människa och miljö.

Resurseffektiva kretslopp

Resurseffektiviteten i materialåtervinningssystemen kan uppskattas grovt utifrån de materialförluster som uppstår. För tidningar uppskattas materialförlusterna av ett ton insamlat avfall uppgå till 20 %, till 11 % för pappersförpackningar, till totalt 32 % för aluminium och till 28 % för stål (totalt för metallförpackningar till 29 %), till 37 % för plastförpackningar från Hässleholms kommun och till 80 % för motsvarande fraktion från Närab, och till 7 % för glasförpackningar. Olika källor rapporterar om olika stora förluster i samband med återvinning, och här görs en uppskattning av de totala förlusterna utifrån information från företag och från litteratur.

Materialförluster uppstår främst på grund av att insamlade fraktioner innehåller felsorterat material och avfall, samt vid bearbetning av material inför återvinning (exempelvis förlust av pappersfibrer vid rening och förlust av metall vid smältning). I princip kan inget material materialåtervinnas utan materialförluster i återvinningsprocessen, men materialförluster kan vara oundvikliga eller onödiga. Pappers- och plastmaterial är uppbyggda av fibrer respektive polymerer, som oundvikligen degraderas, och aluminium och stål eller järn kan inte smältas utan att en viss förlust sker när material reagerar kemiskt. Andra förluster, t.ex. utsortering av plast med mindre ekonomiskt värde, är inte oundvikliga och utgör förbättringspotentialer ur ett klimat- och miljömässigt perspektiv. Vissa rejecktflöden kan till någon grad förbrännas och energiåtervinnas (gäller tidningar, pappersförpackningar, plast), medan andra kräver speciella behandlingsmetoder och deponering (gäller slagg och stoft från metallåtervinning). För tidningar och förpackningar av papper och glas visar kartläggningen att det är rimligt att anta att åtminstone en del av materialet återvinns till nya tidningar respektive förpackningar liknande principen för slutna återvinning. För förpackningar av plast och metall och en del av glasförpackningarna, blir återvunnet material inte till nya förpackningar och det kommer därmed inte att materialåtervinnas mer än en gång i återvinningssystemet för förpackningar. Den huvudsakliga orsaken till detta är att materialet inte lämpar sig för förpackningsändamål eller att det inte uppfyller de juridiska krav som ställs på material i livsmedelsförpackningar. Däremot kan exempelvis återvunnen metall i form av fordonskomponenter återvinnas igen i system för återvinning av fordon, medan glas som blir glasull eller skumglas enligt litteraturen inte kan antas återvinnas igen. Den totala resurseffektiviteten i materialåtervinningssystem och kretslopp speglar alla dessa omständigheter.

Producentansvaret är därför utformat med ett brett perspektiv i åtanke, och med en idé om att utformning av produkter ska göras med hänsyn till sluthantering av dem. En mer återvinningsinfluerad produktdesign av förpackningar och tidningar skulle förändra hur avfallsfraktionerna ser ut, och möjligen leda till ökade möjligheter att effektivisera återvinningssystem och -processer. Huruvida dagens producentansvar som styrmedel bidrar till detta mål är dock en annan fråga.

Mål för återvinning

Utifrån producentansvarsförordningarnas mål för hur stor del av tidningar och förpackningar som ska materialåtervinnas finns potential att öka återvinning av främst plastförpackningar och metallförpackningar (och framförallt förpackningar av aluminium), och klimatnyttoanalysen visar att både plast och metall är mycket fördelaktiga att materialåtervinna ur klimatsynpunkt. En ökad insamling av dessa fraktioner skulle innebära en ökad klimatnytta förutsatt att de materialförluster som uppkommer i systemen inte ökar med en ökad återvinningsgrad. Det kan finnas återvinningsoptimum där ytterligare materialåtervinning över en viss procentsats innebär att energin som krävs för återvinningen överstiger den energi som sparas, men var detta optimum inträffar beror på material, återvinningssystem, återvinningstekniker och lokala förhållanden. För förpackningar av plast och aluminium ligger materialåtervinningsgraderna idag på ca 28 % för plast och 23 % för aluminium.

Med dessa återvinningsmål ska producentansvaret och aktuella förordningar styra producenter av bland annat förpackningar och tidningar mot en miljömässigt god produktutveckling, och samhället i stort till kretslopp för produkter och material. Effektiviteten i producentansvaret som styrmedel mot miljöinriktad produktdesign utreds inte närmre här, men kartläggningen av avfallsströmmar från Hässleholms kommun och Närabs kommuner visar att det inom producentansvaret finns utrymme för tolkning som påverkar den miljömässiga nytta som uppnås med avfallshanteringen. I och med organisationen med producentansvarsavgifter kan FTI skicka större mängder av hushållens utsorterade plastförpackningar till materialåtervinning än vad som annars hade varit ekonomiskt motiverat, och SGÅ kan återvinna glasförpackningar trots en förhållandevis låg ekonomisk ersättning för återvunnet material. Inom producentansvaret finns idag också utrymme för kommuner att skapa avtal enligt affärsmodeller där hanteringen av uttjänta förpackningar och tidningar istället i stor utsträckning bestäms av marknadspriset för återvunnet material.

8. Diskussion

Här diskuteras samtliga resultat och dess betydelser för frågeställningarna som presenterades i avsnitt 2. *Syfte & frågeställningar*. I detta avsnitt lyfts frågor om hur resultat från arbetet kan användas och tolkas i ett större perspektiv.

LCA och klimatnyttoberäkningar

Det valda verktyget för analys av klimatnytta i detta arbete, LCA, är statistiskt i den form som används här och i många andra studier, och därför kan förändringar på lång sikt och effekter av sådana förändringar inte utläsas eller utredas i resultaten. Det gäller bland annat energisystemen i världen som förändras och utvecklas. Miljöpåverkan från elproduktion och användning av fossila bränslen påverkar den klimatnytta som kan tillgodoräknas vid materialåtervinning, men en statisk modell ger statistiska resultat, och konsekvenser av förändringar av dessa viktiga parametrar kan i bästa fall utläsas i känslighetsanalysen. Liknande resonemang gäller exempelvis antaganden om den teknik som utnyttjas vid återvinning och nyproduktion av jungfruliga material. På lång sikt kan en besparing i form av primärenergi vara viktigare än en utsläppsbesparing idag, som baseras på att nyproduktion utnyttjar fossil energi och återvinning utnyttjar förnybar energi, eftersom detta förhållande kan komma att förändras. De resultat som redovisas i en LCA måste därför användas med eftertanke, och i optimala fall ska analysen skraddarsys efter just det ändamål som resultaten är tänkta för. Det är dock alltid viktigt att påpeka de begränsningar och osäkerheter som följer med resultaten för att undvika felaktiga tolkningar och beslut.

De beräkningar som presenteras här är visserligen gjorda utefter LCA-standarden i ISO 14040 och 14044, men analysen ska ses som vägledande och översiktlig och inte som en (eller i realiteten flera) LCA. Med detta i åtanke bör resultaten användas för vägledning och översikt, och eventuell kommunikation av resultaten till tredje part bör ske med stor försiktighet. En stor del av resonemangen som förs, exempelvis om betydelsen av energibärare och elmix, och betydelsen av att återvunnet material ersätter jungfruligt, stöds av litteraturen och kan anses tillförlitliga. Även resultaten i beräkningarna ligger inom litteraturens värden men bör ändå ses som ungefärliga uppskattningar. För att åstadkomma fullständiga LCA:er för respektive materialslag krävs inte bara tid utan även större insikt i de verksamheter som hanterar materialen från det att avfall uppkommer till det att återvunnen råvara används i nya produkter. Det faktum att vissa nyckelparametrar har stor påverkan på resultaten bör också innebära att färdiga modeller för LCA-beräkningar av avfallshanteringen inte med enkelhet kan användas utan kunskap om förutsättningarna.

I beräkningarna här görs antagandet att material cirkuleras endast en gång, och det följs till och med den punkt då återvunnen råvara ersätter jungfrulig i nya produkter. Antaganden om fler återvinningscykler kan ge andra resultat, men där klimatnytta uppstår vid en återvinningscykel bör klimatnytta även uppstå vid ytterligare återvinningscykler. Således skulle antaganden om fler cykler förstärka det resultat som fås vid beräkningar med en återvinningscykel. Det skulle även innebära att osäkerheter i resultaten förstärks. Möjligen skulle en känslighetsanalys av antaganden om en eller flera återvinningscykler kunna ge en uppfattning om betydelsen av antagandet, men för beräkningar krävs mer information om

insamlingsgrader som inte finns lättillgängliga i dagsläget. Därför görs ingen vidare kvantitativ analys av betydelsen av flera återvinningscykler här, men det faktum att vissa material sannolikt cirkuleras i återvinningsystemen för tidningar och förpackningar flera gånger kan hållas i åtanke. Ytterligare återvinningscykler skulle sannolikt innebära en ökad klimatnytta vid materialåtervinning.

Mål för återvinning

Sett till de mål om hur mycket av förpacknings- och tidningsmaterial som ska materialåtervinnas i förpackningsförordningen och returpappersförordningen, finns potential att öka mängden material till återvinning. För att en ökad källsortering och insamling av material ska leda till en ökad klimatnytta krävs att det material som samlas in är av tillräckligt hög kvalitet för att materialåtervinnas. Ökad insamling leder inte till ökad nytta om det adderade materialet blir rejekt vid återvinningsprocessen, exempelvis på grund av att det är av otillräcklig kvalitet (t.ex. slitna papperfibrer eller plastpolymerer) eller på grund av att processen inte kan hantera det (t.ex. ovanliga plasttyper). För att uppnå en ökad nytta med ökade mängder material till återvinning krävs också att återvinningsoptimum inte överskrids, vilket i princip innebär att sådant material som kräver mer energi att återvinna än nyproduktion av motsvarande mängd jungfruligt material, inte bör materialåtervinnas. Det gäller bland annat förorenat material av sämre kvalitet, då den energi- och miljömässiga kostnaden för återvinning överstiger nyttan. Det ska påpekas att ett återvinningsoptimum är en hypotetisk punkt som bland annat beror på vilka insatser som krävs för att materialåtervinna respektive framställa jungfruligt material, och vilka tekniker som utnyttjas.

Med tanke på de klimat-, energi- och råvarubesparingar som uppstår när aluminium materialåtervinnas, verkar det rimligt att det finns utrymme att återvinna en större andel av aluminiumförpackningar innan ett återvinningsoptimum nås. Här kan informationsinsatser sannolikt bidra till att större klimat- och miljömässig nytta uppnås i materialåtervinningsystemet. Även för andra material kan ökad insamling leda till ökad nytta men i de fall då återvinningsgraden redan är mycket hög eller då återvinningsprocessen ställer höga krav på materialets kvalitet, kan en diskussion om återvinningsoptimum eventuellt bli aktuell.

Många olika faktorer kan påverka om en ökad insamling leder till ökad nytta, och plastförpackningarna från Närabs ägarkommuner är ett exempel på detta. Materialåtervinningen av plastförpackningar via FTI AB styrs i huvudsak av ett miljösyfte. Enligt FTI betalar man t.ex. Swerec AB för att hantera hushållens plastförpackningar eftersom man anser att det är värt priset för att undgå förbränning, och därmed uppnå en miljönytta. Swerec kan sedan sälja sin produkt i form av sorterad plast till återvinningsföretag. Närabs avtal med TMR AB innebär istället att plastförpackningsfraktionen materialåtervinnas så långt det är ekonomiskt motiverat, och mängden material som materialåtervinnas utav ett ton insamlad plastfraktion beror därmed på marknadspriset för olika typer av återvunnen plastråvara. Olika avtal och affärsmodeller kan kräva olika strategier för att förbättra återvinningsystemet och för att öka mängden material som faktiskt materialåtervinnas. För Närabs plastfraktion skulle åtgärder och satsningar för att få hushållen att källsortera mer av alla typer av plastförpackningar, kanske inte innebära en tillräcklig ökad nytta för att väga upp kostnaderna för insatserna, eftersom utbytet vid bearbetning är lågt. Möjligen skulle någon form av insats för att öka sorteringsutbytet kunna leda till en större nytta, eftersom denna process kan ses som en flaskhals i återvinningsystemet. För Hässleholms plastfraktion skulle åtgärder för att öka källsorteringen sannolikt leda till en större nytta eftersom hanteringen hos

sorteringsföretag som Swerec har ett högre utbyte i sorteringsprocessen. Med ökad kunskap om hur kommunernas avfall materialåtervinns kan avfallsbolag och andra intressenter ges möjligheter att rikta insatser mot de processer och aktörer där de kan göra störst nytta.

Avtal och strategier för materialåtervinning

När det gäller kommunernas ställning i regelverket kring producentansvar och deras rättigheter och skyldigheter vid insamling och hantering av material, verkar det finnas en del tolkningsmöjligheter och oklarheter kring vad som är tillåtet och vilka allmänt accepterade regler som faktiskt stöds av lagen. Eventuellt utvecklas eller förtydligas detta med en ny avfallsproposition. Här diskuteras inga vidare detaljer kring producentansvarets juridiska detaljer men man kan konstatera att flera skånska kommuner på senare år valt att avstå avtal med FTI AB för en eller flera fraktioner, och då ofta för tidningsfraktionen. Det innebär att skillnader i strategier eller affärsmodeller för försäljning och återvinning av material kan uppstå, som diskuterades för plastförpackningar.

Det kan tyckas att kommunerna skulle öka sin insyn och möjlighet att påverka materialåtervinningen med ”egna” avtal för omhändertagande av förpacknings- och tidningsmaterial, men kartläggningen visar att det snarare är svårare att spåra förpackningarna och tidningarna från Närabs kommuner än från Hässleholm. Det kan förklaras med flera anledningar. En möjlig förklaring kan vara att FTI som stor aktör har större krav på sig att kunna redogöra för hur material återvinns och av vem. FTI:s storlek kanske gör det möjligt att lämna ut generell information om en generell behandling av återvinningsmaterial, utan att för den sakens skull avslöja hur alla avtal ser ut eller exakt vilka företag som knyts till återvinningen. För en mindre aktör handlar det möjligen om att avtal skapas med ett enda återvinningsföretag, och att då ge ut detaljer om detta kan anses känsligt. Det kan också vara så att Närabs material går igenom fler mellanled hos fler aktörer, och att de relativt små mängder av olika material som kommer från Närabs kommuner bara utgör en liten del av det material som en trader handlar med. Kanske skulle Närab kunna ställa högre krav på att få delta i försäljnings- och upphandlingsprocesser av sitt eget material, men det kan också vara så att man som liten leverantör har mindre möjligheter och resurser att påverka. De kommuner som har avtal med FTI för hantering av återvinningsmaterial har inte nödvändigtvis större möjligheter att påverka återvinningen, men möjligen har de tillgång till mer information från FTI om vart materialet hamnar i slutändan, än vad Närab har från sina kunder. Det faktum att detta arbete bygger på ett initiativ från Hässleholm Miljö AB, som har avtal med FTI för samtliga förpackningsfraktioner, tyder ändå på att information från FTI angående hur, var och av vem material återvinns, är begränsad, komplicerad eller svåråtkomlig.

Utöver dessa aspekter innebär kommunernas egna initiativ och avtal problem när återvinningsgrader ska räknas fram och rapporteras, eftersom systemet som utnyttjats hittills bygger på att en aktör ansvarar för all återvinning av förpackningar och tidningar. Förhoppningsvis kan detta rättas till genom att anpassa systemet för hur information angående återvinningsgrader samlas in, eventuellt i kombination med ett förtydligande av olika aktörers ansvar och rättigheter i producentansvaret.

FTI:s affärsmodell med konstant ersättning för förpacknings- och tidningsmaterial har skapat missnöje hos vissa kommuner, men kartläggningen visar att FTI:s organisation av producentansvaret leder till en högre återvinningsgrad för plastförpackningar från Hässleholms kommun jämfört med plastförpackningsfraktionen från Närabs kommuner. Dock har båda de studerade avfallsbolagen avtal med TMR AB för tidningar, och här visar kartläggningen ingen märkbar skillnad i behandling liknande den för plastförpackningar.

Producentansvaret och FTI:s modell kan ha större betydelse för materialåtervinning av exempelvis plast och glas, där företag som sorterar material har svårare att klara sig ekonomiskt utan producentansvarsavgifter, jämfört med material som metall och tidningspapper. Ytterligare slutsatser om producentansvarets effektivitet som styrmedel kräver dock mer information.

Gifffria och resurseffektiva kretslopp

Oavsett hur lagar, avtal och organisering av aktörer ser ut är materialåtervinning av förpackningar och tidningar en viktig del i principen om materialens kretslopp, även om kretsloppen i fråga inte är slutna och därmed kräver insatser av jungfruligt material. De nackdelar som kan uppkomma då material cirkuleras är främst om oönskade ämnen som introducerats i kretsloppet via produkter eller genom kontamination av material, cirkuleras istället för att fasas ut. Användning av material som kontaminerats kan innebära ökad exponering för sådana oönskade ämnen. Exempel på sådana fall är då leksaker tillverkats av kontaminerad återvunnen plast och då återvunnet papper används för att förpacka livsmedel. Återvinning och cirkulering av material förlänger livslängden på material, vilket också innebär att det i kretsloppen kan finnas rester av ämnen som inte längre används vid nyproduktion idag för att de anses hälso- eller miljöfarliga. Förpackningar och tidningar har som produkter till sin natur ofta en kort livslängd, och eftersom omsättningen av dem sker relativt snabbt är de sannolikt sällan en källa för kontamination av ämnen som tidigare fasats ut från nyproduktion av produktslagen. Förpackningar och tidningar kan däremot kontamineras av andra produktslag som de felaktigt eller medvetet blandas med vid återvinning. Producentansvaret för förpackningar respektive tidningar och de system som sätts upp för att uppfylla dem ska inte utnyttjas för återvinning av andra produktslag, men fraktionerna som samlas in från hushåll är aldrig korrekt sorterade till 100 %. För vissa materialslag och system gäller också att material som härstammar från olika typer av produkter blandas med varandra vid återvinning (gäller exempelvis stål och aluminium). Kunskap om alla de kemiska ämnen som människor idag exponeras för via olika produkter är begränsad, dels eftersom det rör sig om ett mycket stort antal olika substanser och för att konsekvenserna på lång sikt och i kombination är svåra att definiera. I dagsläget har inga halter av oönskade ämnen som överstiger gränsvärden påträffats till följd av materialåtervinning, men kemikalielagstiftning och -kunskap utvecklas ständigt, och cirkulering av material kan innebära en fördröjning av utfasning av oönskade ämnen. Problematiken och därmed materialåtervinningens roll i etappmålet om giftfria kretslopp, behöver därför analyseras och följas upp allt eftersom ny kunskap finns och lagstiftning förändras.

Materialåtervinningens möjligheter och begränsningar

Med växande avfallsmängder är det viktigt att poängtera att materialåtervinning är ett bra alternativ för det avfall som uppstår och som lämpas för återvinning, men förebyggande av avfall innebär alltid större besparingar av energi och råvaror än återvinning. Återanvändning av material som är lämpligt att återanvända är också ett alternativ som bör prioriteras före materialåtervinning. Det är viktigt att förstå grundläggande, tekniska och ekonomiska begränsningar i de materialåtervinningssystem som finns idag för att förstå varför förebyggande och återanvändning bör prioriteras högre än materialåtervinning, och varför en del av dessa begränsningar sannolikt kommer att kvarstå. Vissa material som plast och papper degraderas vid användning och bearbetning, och det måste därför lämnas materialkretsloppet

när det är uttjänt. Även innan det är uttjänt kan det finnas begränsningar i hur materialet kan användas, i vilken typ av produkt och för vilket användningsområde. Andra material som olika metaller reagerar kemiskt vid bearbetning och förluster uppstår då i återvinningsprocessen. Material som glas som inte påverkas nämnvärt vad gäller kemisk struktur förorenas vid användning och vid blandning med andra material och andra glastyper i återvinningsystemet, och dessa parametrar begränsar glasets livslängd i kretsloppet. Materialåtervinning innebär alltså i de allra flesta fall minskade utsläpp av växthusgaser och bör prioriteras före förbränning och deponi, och det innebär besparingar av primärenergi och abiotiska, icke förnybara råvaror jämfört med förbränning och deponi. Andra fördelar är att eventuellt avfall och oönskade restprodukter som uppstår vid utvinning av råvaror ur jordskorpan undviks med materialåtervinning. Materialåtervinning istället för förbränning eller deponi bidrar alltså till det nationella miljömålet om begränsad klimatpåverkan, såväl som etappmålet om resurseffektiva kretslopp.

Materialåtervinning i ett större perspektiv

Livscykelanalyser visar att utsläpp av växthusgaser till atmosfären minskar i de flesta fall då material materialåtervinns istället för att förbrännas eller deponeras, vilket stämmer överens med prioriteringen mellan materialåtervinning och annan återvinning och deponi i EU:s avfallshierarki. Studier visar också att en rad faktorer så som miljöpåverkan från elproduktion, användning av fossila bränslen i olika processer och hur återvunnet material kan användas, påverkar de utsläppsbesparingar som kan uppnås med materialåtervinning, vilket stödjer synsättet att avfallshierarkin ska vara ett vägledande verktyg men att det inte ska appliceras utan eftertanke på alla situationer. Materialåtervinning av pappersmaterial är ett sådant fall där olika faktorer kan påverka lämpligheten i att materialåtervinna – observera dock att detta gäller ur ett klimatperspektiv och inte med avseende på exempelvis energianvändning. Sambandet mellan materialåtervinning och klimatnytta kan alltså stärkas med studier av olika slag, samtidigt som sambandet mellan materialåtervinning och användning av abiotiska råvaror och primärenergi är ännu tydligare; här innebär materialåtervinning säkra fördelar jämfört med förbränning och deponi. De klimatnyttoberäkningar som presenteras ska dock inte tolkas som att materialåtervinning är att föredra framför förebyggande av avfall, som är avfallsförordningens högst prioriterade alternativ. Att förebygga avfall innebär alltid besparingar av energi och råvaror, och att sträva efter förebyggande måste vara en prioritet. Förebyggande av avfall är det enda alternativet som i sann mening undviker växthusgasutsläpp, alla andra prioriteringssteg i avfallshierarkin medför en mindre eller större klimat- och miljöpåverkan. Förebyggande av förpacknings- och tidningsavfall så långt det är möjligt i kombination med materialåtervinning av avfall som uppkommer, är en miljö- och klimatmässigt bra strategi. I den mån det är möjligt bör denna strategi kompletteras med kontroll och uppföljning av effektiviteten i återvinningsystemen och av eventuella risker för recirkulering och exponering av oönskade ämnen vid materialåtervinning.

9. Slutsatser och rekommendationer

Här presenteras kortfattade svar till de frågeställningar som presenterats i uppsatsens början, och som repeteras nedan.

Vilken klimatnytta innebär materialåtervinningsystemen för respektive avfallslag och kommun?

Vid materialåtervinning istället för förbränning eller deponi av förpackningar och tidningar från de studerade kommunerna Hässleholm samt Klippan, Perstorp och Örkelljunga – Närabs ägarkommuner, undviks utsläpp av växthusgaser och därmed uppnås klimatnytta. Tabell 4 visar den klimatnytta som uppstår vid materialåtervinning, tillsammans med uppskattning av osäkerheten i resultaten.

Tabell 4. Utsläpp av växthusgaser i kg CO₂-ekvivalenter vid materialåtervinning av förpackningar och tidningar jämfört med förbränning eller deponi. Basfallens resultat visar den klimatnytta som uppstår vid materialåtervinning av olika fraktioner från Hässleholms kommun respektive Perstorps, Klippans och Örkelljungas kommuner (Nårab). Känslighetsanalysens resultat visar hur klimatnyttan för material från Hässleholms kommun varierar med olika antaganden.

(kg CO ₂ -ekvivalenter per 1000 kg insamlat material)	Basfall		Känslighetsanalys	
	Hässleholm	Nårab	Lägsta	Högsta
Tidningar	-694	-704	-746	37
Pappersförpackningar	-319	-421	-378	214
Metallförpackningar	-1 976	-1 948	-1 989	-1 777
Plastförpackningar	-2 364	-780	-2 731	-585
Glasförpackningar	-340	-388	-374	-300

Känslighetsanalysen visar att antaganden om klimatpåverkan från elproduktion påverkar vilken klimatnytta som uppnås, och särskilt känsliga är resultaten för tidningar och pappersförpackningar. Även andra antaganden, bland annat om huruvida återvunnet material ersätter jungfruligt material, påverkar resultaten. Den klimatnytta som uppges i tabell 4 ska ses som en grov uppskattning av klimatnyttan som uppstår vid materialåtervinning.

Vilka skillnader finns mellan klimatnytta i de olika systemen för hantering av kommunernas avfall och varför?

Vid hanteringen av plastförpackningar från Hässleholms kommun uppnås en högre återvinningsgrad i systemet jämfört med bearbetning av plastförpackningar från Närabs kommuner. Skillnaden beror på att sortering av material görs med olika tekniker, vilket är en konsekvens av att olika krav ställs på sorteringsföretagen i de olika avtal som finns. De företag som hanterar material från Hässleholm får betalt för att ta emot och sortera plastförpackningsfraktionen med krav på hur stor del av materialet som ska

materialåtervinnas, medan företaget som sorterar material från Närab köper plastfraktionen och materialåtervinning sker i den utsträckning det är ekonomiskt motiverat av världsmarknadspriset.

För tidningar och förpackningar av papper, metall och glas uppstår mindre skillnader i klimatnytta mellan fraktioner från olika kommuner. En del av skillnaderna kan bero på osäkerheter i data och osäkerheter till följd av antaganden och allokering.

I vilka processer förloras material istället för att materialåtervinnas och varför?

Av insamlade fraktioner förloras en del material i form av felsorterat avfall vid sortering. I bearbetningsprocesserna för olika material uppstår även förluster av material som teoretiskt sett kan materialåtervinnas.

Vid bearbetning av tidningsmaterial för materialåtervinning avgår ca 20 % av fibrer som rejekt, varav ungefär hälften vid avsvärtning av pappersmassa. En del fibrer är slitna och uttjänta och kan inte återcirkuleras, medan avsvärtningen medför att även en del andra fibrer kan förloras. Av ett ton insamlat tidningsavfall beräknas 800 kg ersätta jungfrulig pappersmassa.

Vid bearbetning av pappersförpackningar för materialåtervinning blir ca 11 % av materialet rejekt i form av fibrer (huvudsakligen uttjänta), plast, aluminiumbeläggningar och annat. Av ett ton insamlat pappersförpackningsavfall beräknas ca 890 kg ersätta jungfrulig pappersmassa.

När metallförpackningar genomgår sortering avgår ca 15 % av fraktionen som rejekt, huvudsakligen i form av felsorterat material. Aluminium och stål behandlas sedan separat genom smältning, och i processerna sker en förlust motsvarande 20 % av aluminiumfraktionen och 15 % av stålfraktionen när metallerna reagerar kemiskt och avgår i slagg och stoft. Av ett ton insamlat metallförpackningsavfall beräknas att 170 kg aluminium och 542 kg stål (totalt 712 kg) ersätter jungfruligt material.

Vid bearbetning av plastförpackningar från Hässleholms kommun uppstår den största materialförlusten vid sortering av fraktionen, då ca 28 % avgår som rejekt i form av felsorterat avfall och plast av mindre vanliga sorter eller av låg kvalitet. Ytterligare 9 % av resterande materials vikt antas avgå i form av fukt vid återvinning. Av ett ton insamlad plastförpackningsfraktion från Hässleholms kommun beräknas 630 kg ersätta jungfruligt plastmaterial.

Bearbetning av plastförpackningar från Närabs kommuner sker manuellt och med ekonomisk avkastning som främsta motiv, vilket leder till att ca 80 % av plastmaterialet lämnas som rejekt vid sorteringen. Utan antaganden om fuktavgång beräknas att av ett ton insamlad plastförpackningsfraktion från Närabs kommuner ersätter ca 200 kg jungfruligt plastmaterial.

Vid bearbetning och sortering av glasförpackningar avgår ca 7 % av fraktionen som rejekt i form av glas, porslin, metall och annat. Av ett ton insamlad glasförpackningsfraktion beräknas 930 kg ersätta jungfrulig glasmassa.

Vilka risker för cirkulering av oönskade ämnen finns i samband med återvinning?

Risker för cirkulering av oönskade ämnen i samband med återvinning har observerats för plast- och pappersmaterial. Risker för cirkulering av oönskade ämnen kan uppstå när återvinningsmaterial kontamineras av felsorterat material, av gammalt material eller av material från andra produkttyper. Risker för exponering av dessa ämnen kan uppstå när återvunnet material används i produkter som konsumenten har direkt kontakt med (t.ex. plastleksaker) eller i produkter som kan kontaminera livsmedel (t.ex. pappersförpackningar). Ingen exponering av oönskade ämnen som överstiger rikt- och gränsvärden har dock observerats. Vid en översiktlig litteratursökning påträffas inga rapporterade risker i samband med återvinning av metall- och glasförpackningar.

Hur kan återvinningssystemen förbättras för att uppnå en större miljö- och klimatnytta?

Renare och mer korrekt sorterade fraktioner leder till att mindre mängder av insamlat material måste sorteras bort, och korrekt sorterade fraktioner kan öka möjligheterna att använda återvunnet material i fler användningsområden.

Bättre sortering av färgat och ofärgat glas kan öka användningsområden för ofärgat återvunnet glasmaterial.

Behandlingen av plastförpackningsfraktionen från Närabs kommuner är ett exempel där miljömässigt onödiga förluster kan minskas och mer material återvinnas. En förbättring av utbytet i återvinningsprocessen skulle kräva andra avtal eller ekonomiska insatser, men den uppnådda klimatnyttan skulle kunna ökas väsentligt. I viss utsträckning kan även en större del av plastfraktionen från Hässleholms kommun återvinnas men här är tekniken den begränsande faktorn. Eftersom dagens moderna anläggningar klarar av att sortera upp till 3-4 plastsorter avgår mer ovanliga plasttyper som rejekt.

I system för tidningar och förpackningar av papper, metall och glas kan kontinuerliga tekniska förbättringar troligen göras men en del oundvikliga förluster kommer sannolikt att finnas kvar. För återvinning av pappersförpackningar skulle klimatnyttan kunna ökas om även polyAl-material återvinns.

För aluminiumförpackningar finns ett stort utrymme för ökad insamling från hushållen, och insatser här skulle kunna leda till en ökad materialåtervinning och klimatnytta.

Insamlade fraktioner av förpacknings- och tidningsmaterial kan på längre sikt förändras genom att utformningen av förpackningar och tidningar förändras. Möjligheter att minska förluster och oönskade ämnen i återvinningssystemen kan öka om produkter utformas med materialåtervinning i åtanke.

Långsiktiga strategier bör innehålla mål och metoder för att förebygga avfall, som är det alternativ som ger störst miljö- och klimatnytta.

10. Referenser

- ALBA Group (2014 a). *Plastics recycling: A key success factor*.
<http://www.alba.info/en/recycling/plant-technology/plastics.html> [2014-02-12]
- ALBA Group (2014 b). *Used plastic – a versatile material*. <http://www.alba.info/en/raw-materials/plastics.html> [2014-02-12]
- ALBA Group (2013). *Recycling for climate protection*. Berlin: ALBA Group.
- Andersson, S. (2010 a). *Flinka fingrar, ljus och luft sorterar plasten*.
<http://www.farad.se/article.php?rowId=152> [2014-02-12]
- Andersson, S. (2010 b). *Snart i en holländsk blomkruka*.
<http://www.farad.se/article.php?rowId=151> [2014-02-11]
- Arvanitoyannis, I. S. & Bosnea, L. A. (2001). Recycling of polymeric materials used for food packaging: Current status and perspectives. *Food Reviews International*, 17(3), ss. 291-346.
- Aurela, B., Kulmala, H. & Söderhjelm, L. (1999). Phthalates in paper and board packaging and their migration into Tenax and sugar. *Food Additives and Contaminants*, 16(12), ss. 571-577.
- Avfall Sverige (2014). *Införande av system för fastighetsnära insamling av förpackningar och returpapper* (Guide #6).
http://www.avfallsverige.se/fileadmin/uploads/Rapporter/guide6_FNI.pdf [2014-02-07]
- Avfall Sverige (2012). *Svensk Avfallshantering 2013*.
http://www.avfallsverige.se/fileadmin/uploads/Rapporter/svensk_avfallshantering_2013.pdf [2014-01-28]
- Avfall Sverige (2010). *Kommunernas roll vid insamling av förpackningar och returpapper* (Guide #1). <http://www.avfallsverige.se/fileadmin/uploads/Rapporter/Utveckling/guide.pdf> [2014-01-28]
- Avfall Sverige Utveckling (2013 a). *Hushållsavfall i siffror – Kommun- och länsstatistik 2012* (Rapport U2013:16). Malmö: Avfall Sverige AB.
- Avfall Sverige Utveckling (2013 b). *Volymvikter för avfall* (Rapport U2013:19). Malmö: Avfall Sverige AB.
- Avfallsutredningen (2012). *Mot det hållbara samhället – resurseffektiv avfallshantering* (SOU 2012:56). Stockholm: Miljödepartementet.

- Backman, R., Berg, M., Boström, D., Hirota, C., Öhman, M. & Öhrström, A. (2007). *Metalliskt aluminium i förbränningen* (A06-613). Stockholm: Värmeforsk Service AB.
- Bajpai, P. (2014) *Recycling and Deinking of Recovered Paper*. London: Elsevier.
- Bernes, C. (2007). *En ännu varmare värld: Växthuseffekten och klimatets förändringar*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Björklund, A., Finnveden, G. & Roth, L. (2011). Application of LCA in Waste Management. I Christensen, T. (red) *Solid Waste Technology & Management Volume 1*. Chichester: Wiley.
- Björklund, A. & Finnveden, G. (2005). Recycling revisited – life cycle comparisons of global warming impact and total energy use of waste management strategies. *Resources, Conservation and Recycling*, 44, ss. 309–317.
- Blengini, G. A., Busto, M., Fantoni, M. & Fino, D. (2012) Eco-efficient waste glass recycling: Integrated waste management and green product development through LCA. *Waste Management*, 32(5), ss. 1000-1008.
- Blum, L., Denison, R. A. & Ruston, J. F. (1998). A Life-Cycle Approach to Purchasing and Using Environmentally Preferable Paper – A Summary of the Paper Task Force Report. *Journal of Industrial Ecology*, 1 (3), ss. 15-46.
- Boccacci Mariani, M., Chiacchierini, E. & Gesumundo, C. (1999). Potential migration of Diisopropyl naphthalenes from recycled paperboard packaging into dry foods. *Food Additives and Contaminants*, 16(5), ss. 207-213.
- Butler, J. H. & Hooper, P. (2011). Glass Waste. I Letcher, T. & Vallero, D. (red.) *Waste: a handbook for management*. Burlington: Academic Press.
- Cantu, D. (2011). From Trash to Treasure: Recycling Scrap Metal into Steel. *Technology & Engineering Teacher*, 71 (1), ss. 14-21.
- Carlsson, A. S. (2002). *Kartläggning och utvärdering av plaståtervinning i ett systemperspektiv* (Rapport B 1418). Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet AB.
- Chanda, M. & Roy, S. K. (2006). *Plastics Technology Handbook*. 4:e uppl., Boca Raton: CRC Press.
- Closed Loop Recycling (2014). *Our Plant Process & Technology*. <http://www.closedlooprecycling.co.uk/information/our-plant-process-technology> [2014-02-11]
- Dahlén, L. & Vukicevic, S. (2009). *Återvinning av plast från hushållsavfall – Insamlingsresultat och kvalitet av källsorterad plast 2009*. På uppdrag av Plastkretsen. http://www.nsr.se/Files/Billeder/Forskning/Slutrapport%20Plastkretsen%20steg%201_090930.pdf [2014-02-13]
- DELA GmbH (2014 a). *Sorting recyclable material at the highest level*. <http://www.dela-recycling.com/plastics-sorting.html> [2014-02-12]

- DELA GmbH (2014 b). *Plastics*. <http://www.dela-recycling.com/plastics.html> [2014-02-12]
- Edshammar, L. E. (2002). *Plasthandboken – en materialguide för industrin*. Lidingö: Industrilitteratur i samarbete med Plastforum Nordica.
- Ekvall, T., Assefa, G., Björklund, A., Eriksson, O. & Finnveden, G. (2007). What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management. *Waste management*, 27, ss. 989-996.
- Elander, M., Holmström, D., Jensen, C., Stenmarck, Å. & Sundberg, J. (2014). *Indikatorer för en resurseffektiv avfallshantering* (IVL Rapport B2153). Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet AB.
- Eriksson, L. & Hägglund, J. (2008). *Handbok – Skumglas i mark- och vägbyggnad* (Information 18:1). Linköping: Statens Geotekniska Institut.
- European Aluminium Association, EAA (2013). *Environmental Profile Report for the European Aluminium Industry. April 2013 - Data for the year 2010*. Bryssel: European Aluminium Association.
- Finnveden, G., Steen, B. & Sundqvist, J. O. (1994). *Kretslopp av pappersförpackningar: materialåtervinning eller energiåtervinning? En miljöstudie baserad på fem verkliga fall* (Rapport B 1128). Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet AB.
- Finnveden, G. & Ekvall, T. (1998). Life-cycle assessment as a decision-support tool – the case of recycling versus incineration of paper. *Resources, Conservation and Recycling*, 24(3-4), ss. 235–256.
- Fiskeby Board AB (2011 a). *Returfiber – en miljövänlig råvara*. <http://www.fiskeby.com/returfiber-en-milj%C3%B6v%C3%A4nlig-r%C3%A5vara> [2014-02-13]
- Fiskeby Board AB (2011 b). *Energi*. <http://www.fiskeby.com/energi> [2014-02-13]
- Fiskeby Board AB (2011 c). *Kemikalier*. <http://www.fiskeby.com/kemikalier> [2014-02-13]
- Fiskeby Board AB (2011 d). *Multiboard® för konkurrenskraftiga förpackningar*. <http://www.fiskeby.com/produkt/multiboard> [2014-02-13]
- Frees, N. (2008) Crediting Aluminium Recycling in LCA by Demand or by Disposal. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(3), ss. 212-218.
- FTI AB (2014 a). *Materialbolagen*. <http://ftiab.se/215.html> [2014-01-28]
- FTI AB (2014 b). *Om förpacknings- och tidningsinsamlingen*. <http://ftiab.se/148.html> [2014-01-30]
- FTI AB (2014 c). *Anläggningar för återvinning*. <http://ftiab.se/183.html> [2014-01-30]

- FTI AB (2014 d). *Glasförpackningar*. <http://ftiab.se/187.html> [2014-02-11]
- FTI AB (2014 e). *Plastförpackningar*. <http://ftiab.se/184.html> [2014-02-11]
- FTI AB (2014 f). *Returpapper*. <http://ftiab.se/186.html> [2014-02-13]
- FTI AB (2014 g). *Metallförpackningar av stålplåt*. <http://ftiab.se/319.html> [2014-02-14]
- FTI AB (2014 h). *Metallförpackningar av aluminium*. <http://ftiab.se/188.html> [2014-02-14]
- FTI AB (2014 i). *Hitta en återvinningsstation*. <http://ftiab.se/173.html> [2014-03-07]
- FTI AB (2014 j). *Återvinning av plastförpackningar ger tydliga klimatvinster*. <http://plast.ftiab.se/pdf/FTI-Återvinning-Plastförpackningar.pdf> [2014-03-11]
- Girling, P. J. (2011). Packaging of food in glass containers. I Coles, R. & Kirwan, M. J. (red.) *Food and Beverage Packaging Technology*, 2:a uppl. Oxford: Blackwell Publishing Ltd.
- Glass Packaging Institute, GPI. (2010). *Environmental Overview – Complete Life Cycle Assessment of North American Container Glass*. Alexandria: PE Americas för GPI.
- Grimes, S., Donaldson, J. & Gomez, G. C. (2008). *Report on the Environmental Benefits of Recycling*. Brussels: Bureau of International Recycling.
- Guinée, J. B., Heijungs, R., Huppes, G., Zamagni, A., Masoni, P., Buonamici, R., Ekvall, T. & Rydberg, T. (2011). Life Cycle Assessment: Past, Present, and Future. *Environmental Science and Technology*, 45(1), ss. 90–96.
- Hallberg, L. & Ljungkvist, H. (2013). *Material recycling versus energy recovery of used beverage cartons – Swedish perspective. For Tetra Pak*. http://www.tetrapak.com/se/documents/TP_MaterialRecyclingVsEnergyRecovery.pdf [2014-02-14]
- Hasopor Hammar AB (2012). *Om oss*. <http://www.hasopor.se/Om-oss.php> [2014-02-12]
- Howard, R. C. (1995). The effects of recycling on pulp quality. I McKinney, R. W. J. (red) *Technology of Paper Recycling*. Glasgow: Blackie Academic & Professional.
- Huijbregts, M. A. J. (1998). Application of Uncertainty and Variability in LCA - Part I: A General Framework for the Analysis of Uncertainty and Variability in Life Cycle Assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 3(6), ss. 343-351.
- Interseroh Dienstleistungs GmbH (2013). *Interseroh recycled granulates recythen and procyclen*. http://www.interseroh-slo.si/public/upload/brosure/interseroh_recycled_granulates_recythen_and_procyclen.pdf [2014-02-28]
- Ionas, A. C., Dirtu, A. C., Anthoissen, T., Neels, H. & Covaci, A. (2014). Downsides of the recycling process: Harmful organic chemicals in children's toys. *Environment International*, 65, ss. 54-62.

IPCC (2013). Summary for Policymakers. I Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V. & Midgley, P.M. (red) *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press.

IVL Svenska Miljöinstitutet AB (2012). *Biobränslens hållbarhet undersöks med social LCA* (Pressmeddelande från IVL 2012-11-08).
<http://www.ivl.se/press/nyheter/nyheter/biobranslenshallbarhetundersoksmedsociallca.5.50367b6c13a6fda01522352.html> [2014-02-07]

IVL Svenska Miljöinstitutet AB (2001). *Miljöfaktabok för bränslen. Del 1. Huvudrapport* (Rapport B 1334A-2). Stockholm: IVL.

Jakobsson, P. (2012). Lägesrapport från energiavdelningen. *Fiskeby news*. Nr 2 2012, s. 7.
http://www.fiskeby.com/sites/default/files/Fiskeby%20News_1212_swe.pdf [2014-02-13]

Jansson, A. (2000). *Recycling and Degradation of Thermoplastic Materials*. Lic.-avh., Chalmers University of Technology. Göteborg: Univ.

Kemikalieinspektionen, Kemi (2014). *Handlingsplan för en giftfri vardag 2011-2014. Delredovisning 2011-2013* (Rapport 1/14). Stockholm: Kemikalieinspektionen.

Kemikalieinspektionen, Kemi (2011). *Ftalater*.
<http://www.kemi.se/sv/Innehall/Statistik/Kortstatistik/Kortstatistik-over-amnen-och-amnesgrupper/Ftalater/> [2014-03-11]

Kemikalieinspektionen, Kemi (1995). *Tillsatser i plast – Slutrapport från plastadditivprojektet* (Rapport 15/95). Sundbyberg: Kemikalieinspektionen.

Kletiga ketchupflaskor inget problem (2012). *Sveriges Radio*, 31 augusti.
<http://sverigesradio.se/sida/artikel.aspx?programid=3253&artikel=5249679> [2014-02-11]

Larsen, S. & Persson, S. G. (2006). *Svensk glasåtervinning* (Motion 2006/07: MJ238).
http://www.riksdagen.se/sv/Dokument-Lagar/Forslag/Motioner/Svensk-glasatervinning_GU02MJ238/?text=true [2014-02-08]

Laurijssen, J., Marsidi, M., Westenbroek, A., Worrell, E. & Faaij, A. (2010). Paper and biomass for energy? The impact of paper recycling on energy and CO₂ emissions. *Resources, Conservation and Recycling*, 54(12), ss.1208-1218.

Livsmedelsverket (2013). *Förpackningsmaterial och husgeråd – fördjupning*.
<http://www.slv.se/sv/grupp1/Risker-med-mat/Kemiska-amnen/Forpackningsmaterial/Forpackningsmaterial-och-husgerad---fordjupning/> [2014-02-10]

McKinney, R. W. J. (1995 a). Wastepaper recovery and collection. I McKinney, R. W. J. (red) *Technology of Paper Recycling*. Glasgow: Blackie Academic & Professional.

- McKinney, R. W. J. (1995 b). Wastepaper preparation and contamination removal. I McKinney, R. W. J. (red) *Technology of Paper Recycling*. Glasgow: Blackie Academic & Professional.
- McKinney, R. W. J. (1995 c). *Environment impacts of paper recycling*. I McKinney, R. W. J. (red) *Technology of Paper Recycling*. Glasgow: Blackie Academic & Professional.
- Menges, G. (1996). Materials Fundamentals in Plastics Recycling. I Brandrup, J., Bittner, M., Menges, G. & Michaeli, W. (red). *Recycling and recovery of plastics*. Munich: Hanser.
- Merrild, H., Larsen, A. W. & Christensen, T. H. (2012). Assessing recycling versus incineration of key materials in municipal waste: The importance of efficient energy recovery and transport distances. *Waste Management*, 32(5), ss. 1009-1018.
- Merrild, H., Damgaard, A. & Christensen, T. H. (2008). Life cycle assessment of waste paper management: The importance of technology data and system boundaries in assessing recycling and incineration. *Resources, Conservation and Recycling*, 52 (12), ss. 1391–1398.
- Michaeli, W., Bittner, M., Unkelbach, K. H., Stahl, I., Kleine-Keffman, U. & Bletsch, S. (1996). Sorting Techniques. I Brandrup, J., Bittner, M., Menges, G. & Michaeli, W. (red.). *Recycling and recovery of plastics*. Munich: Hanser.
- Michanek, G. & Zetterberg, Z. (2008). *Den svenska miljörätten, 2:a upplagan*. Uppsala: Iustus Förlag AB.
- Miljö- och avfallsbyrån i Mälardalen AB (2013). *Miljö- och ekonomisk värdering av olika insamlingsystem*. Utvärdering för Hässleholm Miljö AB, december 2013.
- Miljödepartementet (2014). *Kretslopp och avfall*. <http://www.regeringen.se/sb/d/9681/a/90174> [2014-01-28]
- Morrish, L. (2010). *Case Study - Good practice of Near Infrared sorting of plastic packaging* (Project code MDP033). Banbury: Waste & Resources Action Programme, WRAP.
- Myhre, G., Shindell, D., Bréon, F.-M., Collins, W., Fuglestedt, J., Huang, J., Koch, D., Lamarque, J.-F., Lee, D., Mendoza, B., Nakajima, T., Robock, A., Stephens, G., Takemura, T. & Zhang, H. (2013). Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. I Stocker, T. F., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M., Allen, S. K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V. och Midgley, P. M. (red.) *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge och New York: Cambridge University Press.
- Naturvårdsverket (2013 a). *Sveriges miljömål*. <http://miljomal.se/sv/Miljomalen/> [2014-01-27]
- Naturvårdsverket (2013 b). *Miljömålen. Årlig uppföljning av Sveriges miljökvalitetsmål och etappmål 2013* (Rapport 6557). Stockholm: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (2013 c). *Sverige når flera återvinningsmål*. <http://www.naturvardsverket.se/avfallsfakta> [2014-01-28]

Naturvårdsverket (2012 a). *Från avfallshantering till resurshushållning. Sveriges avfallsplan 2012-2017* (Rapport 5602). Stockholm: Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket (2012 b). *Avfall i Sverige 2010* (Rapport 6520). Stockholm: Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket (2006). *Samla in, återvinn! Uppföljning av producentansvaret för 2005* (Rapport 5599). Stockholm: Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket (2005). *Tillsyn över producentansvaret för förpackningar och returpapper. Handbok enligt producentansvarsförordningarna (SFS 1997:185 och SFS 1994:1205)* (Handbok 2005:4). Stockholm: Naturvårdsverket.

Nyland, C. A., Modahl, I. S., Raadal, H. L. & Hanssen, O. J. (2003). Application of LCA as a Decision-Making Tool for Waste Management Systems. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 8 (6), ss. 331-336.

Nårab (2014). *Om Nårab*. <http://narab.se/kop/index.htm> [2014-03-06]

Nårab (2010). *Avfall och renhållning – Hur funkar det?* Klippan: Nårab. http://narab.se/pdf_blanketter/kop/Renhallningsguide_KOP_2010.pdf [2014-03-06]

Plastics Europe (2012). *Plastics – the Facts 2012. An analysis of European plastics production, demand and waste data for 2011*. Bryssel: Plastics Europe. <http://www.plasticseurope.org/Document/plastics-the-facts-2012.aspx?Page=SEARCH&FolID=2> [2014-02-13]

Pressretur AB (2013). *Om oss*. <http://www.pressretur.se/omoss> [2014-01-28]

Privatimporterade glasflaskor dyr historia för Svensk glasåtervinning (2007). *Sveriges Radio*, 19 december. <http://sverigesradio.se/sida/artikel.aspx?programid=159&artikel=1785977> [2014-02-12]

Rankin, W. J. (2011). *Minerals, Metals and Sustainability: Meeting Future Material Needs*. Collingwood: CSIRO Publishing.

Relux Kunststofftechnik GmbH Co. KG (2014). *Download*. <http://www.relux-kunststoffe.eu/?q=download> [2014-02-28]

Returpapper guld värt för Lundaborna (2011). *Skånska Dagbladet*, 22 september.

Rigamonti, L., Grosso, M. & Sunseri, M. C. (2009). Influence of assumptions about selection and recycling efficiencies on the LCA of integrated waste management systems. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 14, ss. 411-419.

Rombach, G. (2012). Raw material supply by aluminium recycling – Efficiency evaluation and long-term availability. *Acta Materialia*, 61 (3), ss. 1012-1020.

Rune, G. (2005) Återvinning med miljonförlust. *Sydsvenskan*, 16 maj. <http://www.sydsvenskan.se/arkiv/reportage/atervinning-med-miljonforlust/> [2014-02-08]

Rydh, C. J., Lindahl, M. & Tingström, J. (2002) *Livscykelanalys – en metod för miljöbedömning av produkter och tjänster*. Lund: Studentlitteratur.

SCA (2010). *Papperstillverkning* (SCA Publication Papers Teknisk support). http://www.sca.com/Global/Publicationpapers/pdf/Brochures/Papermaking_SE.pdf [2013-02-13]

Skogsindustrierna (2013). *Skogsindustrin – En faktasamling 2012 års branschstatistik*. Stockholm: Skogsindustrierna. <http://skogsindustrierna.org/om-skogsindustrierna/publikationer/skrifter/allm%C3%A4nt/skogsindustrin%E2%80%93en-faktasamling-2012-ars-branschstatistik> [2014-02-14]

Skogssverige (2014). *Returpappersmassa*. <http://skogssverige.se/node/38657> [2014-02-13]

Skåne får betala dyrt för tomglas (2007). *Sveriges Radio*, 30 juli. <http://sverigesradio.se/sida/artikel.aspx?programid=96&artikel=1508491> [2014-02-08]

Sköldqvist, N. (2013). ”Plaståtervinningen bättre än statistiken”. *Helsingborgs Dagblad*, 26 november. <http://hd.se/helsingborg/2013/11/26/plastatervinningen-battre-an/> [2014-02-07]

Statistiska Centralbyrån, SCB (2014). Statistikdatabasen. http://www.scb.se/sv/_/Hitta-statistik/Statistikdatabasen/ [2014-03-07]

Stena Aluminium AB (2014). *Vår process*. <http://stenaaluminium.com/sv/Om-aluminium/proc/> [2014-03-03]

Stena Aluminium AB (2013). *Miljöredovisning 2012*. <http://stenaaluminium.com/PageFiles/6880/Milj%C3%B6redovisning%202012.pdf> [2014-03-03]

Suciu, N. A., Tiberto, F., Vasileiadis, S., Lamastra, L. & Trevisan, M. (2013). Recycled paper–paperboard for food contact materials: Contaminants suspected and migration into foods and food simulant. *Food Chemistry*, 141(4), ss. 4146–4151.

Svensk Glasåtervinning AB (2014 a). *Glasåtervinningens fördelar*. <http://www.glasatervinning.se/index.php/glasatervinningens-foerdelar> [2014-02-10]

Svensk Glasåtervinning AB (2014 b). *Vad får du lämna i insamlingen?* <http://www.glasatervinning.se/index.php/vad-far-du-laemna-i-insamlingen> [2014-02-10]

Svensk Glasåtervinning AB (2014 c). *Om glas*. <http://www.glasatervinning.se/index.php/om-glas> [2014-02-11]

Svensk Glasåtervinning AB (2014 d). *Välkommen till SGÅ:s anläggning i Hammar!* <http://www.glasatervinning.se/index.php/foeraedlingsprocessen> [2014-02-11]

Svenska MiljöEmissionsData, SMED (2012). *Kartläggning av plastavfallsströmmar i Sverige* (Rapport nr. 108 2012). Norrköping: Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut.

Svensson, K. & Olafsson, G. (2011). *Riskprofil för material i kontakt med livsmedel* (Rapport 5/2011). Uppsala: Livsmedelsverket.

Swedish Standards Institute, SIS (2006 a). *SS-EN ISO 14040:2006. Miljöledning – Livscykelanalys – Principer och struktur (ISO 14040:2006)*. Stockholm: SIS Förlag AB.

Swedish Standards Institute, SIS (2006 b). *SS-EN ISO 14044. Miljöledning – Livscykelanalys – Krav och vägledning (ISO 14044:2006)*. Stockholm: SIS Förlag AB.

Swerec AB (2013). *Förnyat förtroende från FTI och GPN* (Pressmeddelande 2013-10-24). <http://www.swerec.se/sv/nyheter/fornyat-fortroende/> [2014-02-11]

Swerec AB (2011). *Våra tjänster*. <http://www.swerec.se/sv/tjanster/> [2014-03-19]

TMR AB (2013). *Välkommen till TMR!* <http://tmr.se/index.html> [2014-01-30]

Tomglas från privatimport kan bli dyrt (2007). *Sveriges Radio*, 22 mars. <http://sverigesradio.se/sida/artikel.aspx?programid=96&artikel=1268744> [2014-02-08]

Turvey, R. W. (1995). Chemical use in recycling. I McKinney, R. W. J. (red) *Technology of Paper Recycling*. Glasgow: Blackie Academic & Professional.

United Nations Environment Programme, UNEP (2009). *Guidelines for social life cycle assessment of products*. http://www.unep.fr/shared/publications/pdf/DTIx1164xPA-guidelines_sLCA.pdf [2014-02-07]

Virtanen, Y. & Nilsson, S. (1993). *Environmental impacts of waste paper recycling*. Laxenburg: International Institute for Applied System Analysis.

Waste & Resources Action Programme, WRAP (2014). *Food grade recycled polypropylene (rPP) in packaging*. <http://www.wrap.org.uk/content/food-grade-recycled-polypropylene-pp-packaging> [2014-02-28]

Waste & Resources Action Programme, WRAP (2010). *Environmental benefits of recycling – 2010 update*. http://www.wrap.org.uk/sites/files/wrap/Environmental_benefits_of_recycling_2010_update.3b174d59.8816.pdf [2014-02-12]

Återvinningsindustrierna (2002). *Miljöfördelar med återvunnet material som råvara* (Rapport 2002:1). http://www.recycling.se/MediaBinaryLoader.axd?MediaArchive_FileID=0b42810d-37da-4453-8c0a-34b2157844dd&FileName=Rapport+2002.pdf [2014-02-12]

Återvinningsindustrierna (2007). *Återvunnen råvara – en god affär för klimatet*. http://www.recycling.se/MediaBinaryLoader.axd?MediaArchive_FileID=8c3d632b-bc38-4794-8f0c-d2a5d26f5771&FileName=%C3%85tervunnen+r%C3%A5vara+-+en+god+aff%C3%A4r+f%C3%B6r+klimatet.pdf [2014-02-12]

Bilaga 1 – Datakällor

Samtliga fraktioner		
Enhetsprocess	Källa	Ref.år Beskrivning
	RenoNorden AB (kontakt Kent Svensson)	2013 Bränsleförbrukning och bränsletyp för insamlingstransporter, per bil. Underlag för allokering.
	Hässleholm Miljö AB (kontakt Vägen)	2013 Mängd insamlat material per bil, underlag för allokering.
	Nårab (kontakt Sandra Persson)	2013 Totala mängder insamlat material, total bränsleförbrukning, underlag för allokering.
Insamling	Svenska Petroleum och Biodrivmedel Institutet, SPBI. (2012). Energiinnehåll, densitet och koldioxidemission. http://spbi.se/blog/faktadatabas/artiklar/berakningsmodeller/ [2014-04-16]	2012 CO2-utsläpp från diesel
	Uppenberg, S., Almemark, M., Brandel, M., Lindfors, L. G., Marcus, H. O., Stripple, H., Wachtmeister, A. & Zetterberg, L. (2001) Miljöfaktabok för bränslen - Del 1. Huvudrapport (IVL-rapport B1334A-2). Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet AB.	2001 Utsläpp av CH ₄ och N ₂ O från diesel
Transport	FTI AB (kontakt Peter Svärd)	2013 Tonnage för transporter, fordonstyp
	Nätverket för Transporter och Mijön, NTM (2010). NTM CalcFreight 3.0 Advanced. ntmcalc.se [2014-04-14]	2010 Bränsleförbrukning och utsläpp av växthusgaser vid transporter
	Google (2014). www.google.se/maps [2014-04-14]	2014 Avstånd för transporter
Atervinning Nyproduktion Alternativ förbränning	Vattenfall AB (2012). Livscykelanalys - Vattenfalls elproduktion i Norden. https://www.vattenfall.com/en/file/Livscykelanalys_-_Vattenfalls_elproduktion_i_Norden_11336961.pdf [2014-04-14]	2011 Miljöpåverkan från 1 kWh elektricitet, nordisk elmix
	Martinsson, F., Gode, J., Arnell, J. & Höglund, J. (2012) Emissionsfaktor för nordisk elproduktionsmix. PM för Energimyndigheten (IVL-rapport B2118). Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet AB.	2005-2009 Miljöpåverkan från 1 kWh elektricitet, nordisk elmix
	International Energy Agency, IEA (2011). Germany: Electricity and heat for 2011. http://www.iea.org/statistics/statisticsearch/report/?country=GERMANY=&product=electricity&heat&year=Select [2014-04-14]	2011 Sammansättning tysk elmix

Moomaw, W., P. Burgherr, G. Heath, M. Lenzen, J. Nyboer, A. Verbruggen, 2011: Annex II: Methodology. I Edenhofer, O., Pichs-Madruga, R., Sokona, Y., Seyboth, K., Matschoss, P., Kadner, S., Zwickel, T., Eickemeier, P., Hansen, G., Schlömer, S. & von Stechow, C. (red). <i>IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation</i> . Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.	2011	Miljöpåverkan från elproduktion
Jernkontorets energihandbok (2007). Beräkning av koldioxidutsläpp för olika energislag. http://energihandbok.se/x/a/i/10214/Berakning-av-koldioxidutslapp-for-olika-energislag.html [2014-04-07]	2006	CO2-utsläpp från fossila bränslen, energiinnehåll fossila bränslen
Mil-teknik Sverige AB. <i>Tryckluftsdreven balpress modell 509 HD</i> . Lomma: Mil-teknik Sverige AB.	2014	Cykeltid för baling.
Varig Teknik & Miljö AB. <i>Självt-urtippande balpress för 200 och 300 kilos balar</i> . Göteborg: Varig Teknik & Miljö AB.	2014	Elektrisk effekt och cykeltid vid baling.
Christensen, T. H. (2011). <i>Solid Waste Technology & Management, Volume 1</i> . Chichester: Wiley.	2011	Värmevärdet för brännbara material
SYSAV (2013). Avfall som bränsle. http://www.sysav.se/Om-oss/Om-avfall/Energi-ur-fall/Avfall-blir-energi/ [2014-04-14]	2013	Underlag för verktningsgrad förbränningsugn
Svenska Renhållningsverksföreningen, RVF. (2003). <i>Förbränning av avfall - Utsläpp av växthusgaser jämfört med annan avfallsbehandling och annan energiproduktion (RVF-rapport 2003:12)</i> .	2003	Underlag för verktningsgrad förbränningsugn
Hässelholm Miljö AB (2011). Miljöpåverkan. http://www.hasselholm miljo.se/miljoe/miljoepaaverkan/ [2014-04-07]	2010	Miljöpåverkan från fjärrvärme från Hässelholm Miljö AB
Uppenberg, S., Almemark, M., Brandel, M., Lindfors, L. G., Marcus, H. O., Stripple, H., Wachtmeister, A. & Zetterberg, L. (2001) <i>Miljöfaktabok för bränslen - Del 1</i> . Huvudrapport (IVL-rapport B1334A-2). Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet AB.		Miljöpåverkan från kraftvärme från skogsbränsle och eldningsolja i kraftvärmeverk
Svenska Renhållningsverksföreningen, RVF. (2003). <i>Förbränning av avfall - Utsläpp av växthusgaser jämfört med annan avfallsbehandling och annan energiproduktion (RVF-rapport 2003:12)</i> .	2003	Utsläpp av växthusgaser med fossilt ursprung vid förbränning av hushållsavfall
Avfall Sverige Utveckling (2012). <i>Bestämning av andel fossilt kol i avfall som förbränns i Sverige (Rapport U2012:02)</i>	2012	Effektivt värmevärdet för hushållsavfall för förbränning

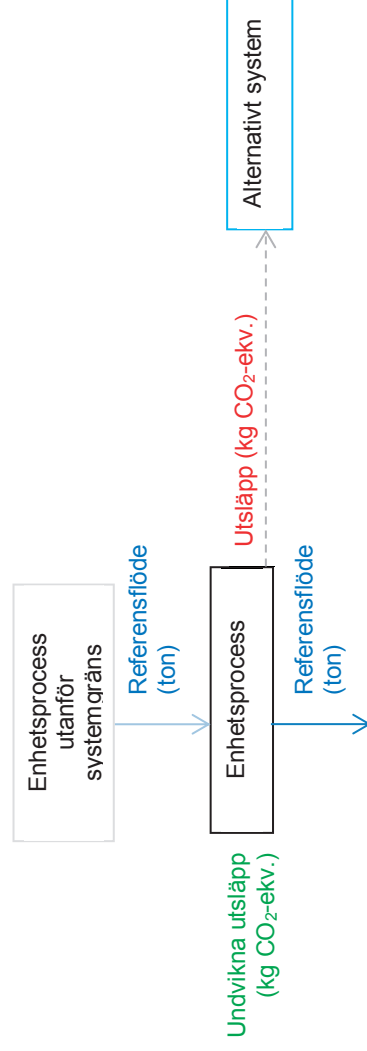
Alternativ förbränning

Elander, M., Holmström, D., Jensen, C., Stenmarck, Å. & Sundberg, J. (2014). Indikatorer för en resurseffektiv avfallshantering (IVL-rapport B2153). Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet AB.	2014	Utsläpp av växthusgaser vid deponering av hushållsavfall
Tidningar		
Enhetsprocess	Källa	Beskrivning
Transport	För Hässleholm: HCS A/S Transport & Spedition (kontakt Jesper H. Nielsen)	2014 Tonnage för transport, fordonstyp
Atervinning	Wiberg, R. & Forslund, M. (2012). Energiförbrukning i massa- och pappersindustrin 2011 (rapport för Skogsindustrierna). http://www.skogsindustrierna.org/om-skogsindustrierna/publikationer/skrifter/energi/energiforbrukning-i-massa-och-pappersindustrin-2011 [2014-04-03]	2011 Energiförbrukning i svensk massa- och pappersindustri, data för returpappersmassa. Ersätter primärdata från egentlig återvinnare.
Ersatt råvara	Wiberg, R. & Forslund, M. (2012). Energiförbrukning i massa- och pappersindustrin 2011 (rapport för Skogsindustrierna). http://www.skogsindustrierna.org/om-skogsindustrierna/publikationer/skrifter/energi/energiforbrukning-i-massa-och-pappersindustrin-2011 [2014-04-03]	2011 Nyproduktion av mekanisk massa
	Christensen & Damgaard (2011). I Christensen T. H. (red.) Solid Waste Technology & Management - Volume 1. Chichester: Wiley.	2005 Nyproduktion av tidningar
Pappersförpackningar		
Enhetsprocess	Källa	Beskrivning
Atervinning	Fiskeby Board AB (kontakt Harun Turkovic)	2013 Utsläppsdata för processer hos Fiskeby Board AB, energigtång, uppskattning av fördelning mellan processer
Ersatt råvara	Wiberg, R. & Forslund, M. (2012). Energiförbrukning i massa- och pappersindustrin 2011 (rapport för Skogsindustrierna). http://www.skogsindustrierna.org/om-skogsindustrierna/publikationer/skrifter/energi/energiforbrukning-i-massa-och-pappersindustrin-2011 [2014-04-03]	2011 Nyproduktion av sulfatmassa och mekanisk massa
	Christensen & Damgaard (2011). I Christensen T. H. (red.) Solid Waste Technology & Management - Volume 1. Chichester: Wiley.	2005 Nyproduktion av tidningar
Metallförpackningar		
Enhetsprocess	Källa	Beskrivning

	Trania Metal och Återvinning AB (kontakt Jonas Beurling)	2013	Sortering
	Stena Aluminium AB (kontakt Erika Richard)	2012	Smältning och bearbetning av aluminium, restprodukter
Återvinning	Ovako Bar AB (kontakt Torbjörn Sörhus)	2013	Smältning och bearbetning av stål-jämskrot, restprodukter
	International Energy Agency, IEA (2011). Turkey: Electricity and heat for 2011. http://www.iea.org/statistics/statisticsearch/report/?country=TURKEY&product=electricityandheat&year=2011 [2014-04-17]	2011	Turkisk elmix (för material från Närabs kommuner)
Ersatt råvara	Damgaard, A. & Christensen, T. H. (2011). I Christensen T. H. (red.) Solid Waste Technology & Management - Volume 1. Chichester: Wiley.	2004	Nyproduktion av aluminium, nyproduktion av stål
Plastförpackningar			
Enhetsprocess	Källa	Ref.år	Beskrivning
Återvinning	Profu för FTI AB. http://plast.ftiab.se/pdf/FTI-Återvinning-Plastförpackningar.pdf För Närab: Ohlssons (kontakt Johan Nilsson)	2013	Miljöpåverkan från bearbetningsprocesser Utbyte vid sortering
Ersatt råvara	Plastics Europe. Ekoprofiler för HDPE, LDPE, PET, PP och PS. Tillgängliga: http://www.plasticseurope.org/plasticssustainability/eco-profiles/browse-by-family.aspx [2014-04-14] Christensen, T. H. & Fruergaard, T. (2011) I Christensen T. H. (red.) Solid Waste Technology & Management - Volume 1. Chichester: Wiley.	2005, 2008	Nyproduktion av olika plastsorter, underlag för uppskattning
Alternativ förbränning	Svenska Renhållningsverksföreningen, RVF. (2003). Förbränning av avfall - Utsläpp av växthusgaser jämfört med annan avfallsbehandling och annan energiproduktion (RVF-rapport 2003:12).	2003	Växthusgasutsläpp vid förbränning av plast från hushåll
Glasförpackningar			
Enhetsprocess	Källa	Ref.år	Beskrivning
Återvinning	Svensk Glasåtervinning AB (kontakt Ulf Hellström) Christensen & Damgaard (2011). I Christensen T. H. (red.) Solid Waste Technology & Management - Volume 1. Chichester: Wiley.	2013	Energi för bearbetning av material
Ersatt råvara	Christensen & Damgaard (2011). I Christensen T. H. (red.) Solid Waste Technology & Management - Volume 1. Chichester: Wiley. Stripple, H., Sternhufvud, C. & Skårman, T. (2005). Utredning om möjligheterna att minska utsläppen av fossil koldioxid från mineralindustrin (IVL-rapport B1651). Stockholm: IVL. S. 67.	1996 1996 1998-2004	Smältning av krossglas Nyproduktion av glas CO ₂ -utsläpp från råvaror vid glasproduktion

Bilaga 2 – Processträd och inventeringsdata

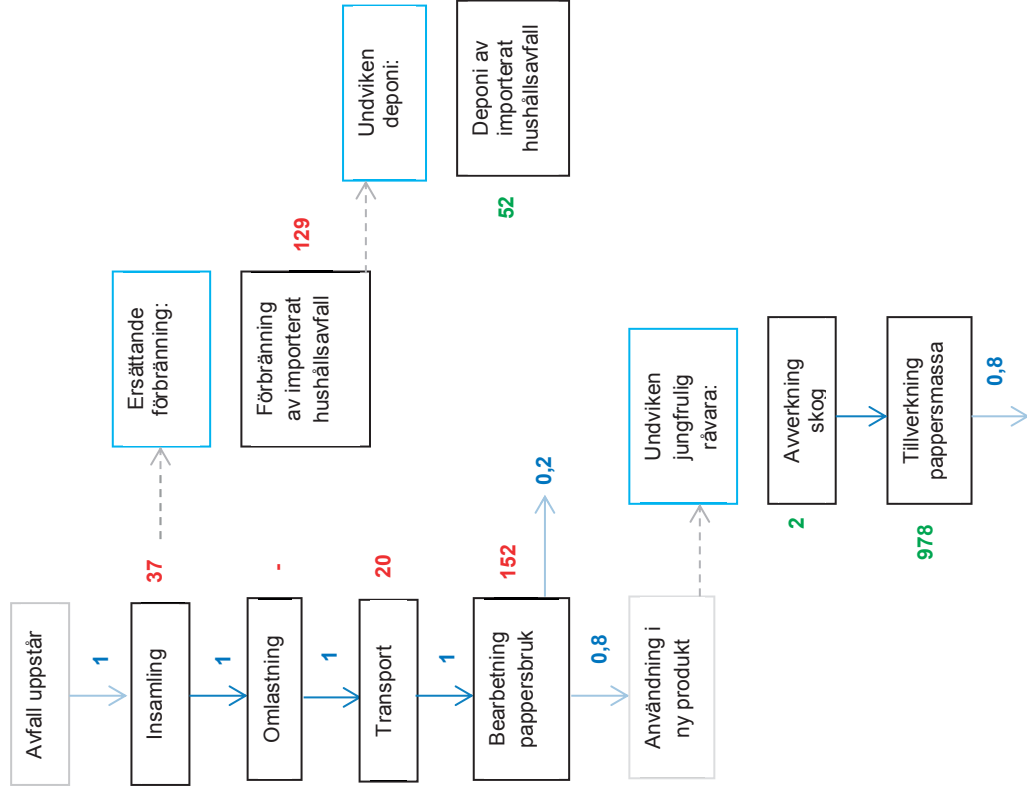
I denna bilaga presenteras processträd för respektive fraktion med karakteriserade inventeringsdata och referensflöde för varje enhetsprocess. I processtråden visas materialflöden i ton med blått, undvikna växthusgasutsläpp i kg CO₂-ekvivalenter med grönt, och uppkomna växthusgasutsläpp i kg CO₂-ekvivalenter med rött. Figur 30 visar hur processtråden ska tolkas.



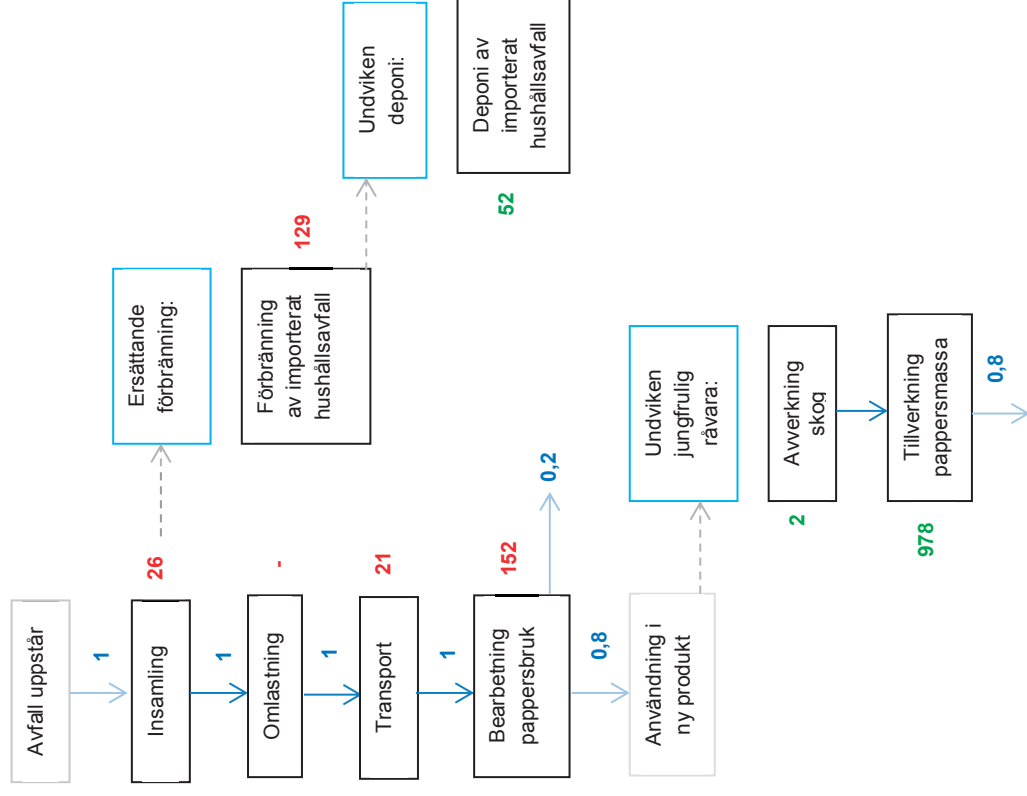
Figur 30. Nyckel till processträd. För varje enhetsprocess visas utsläpp i rött och undvikna utsläpp i grönt, båda i kg CO₂-ekvivalenter. Referensflöde i ton visas i blått.

Tidningar

Processråd för materialåtervinning av tidningar från Hässleholms kommun visas i figur 31, och från Närabs kommuner i figur 32.



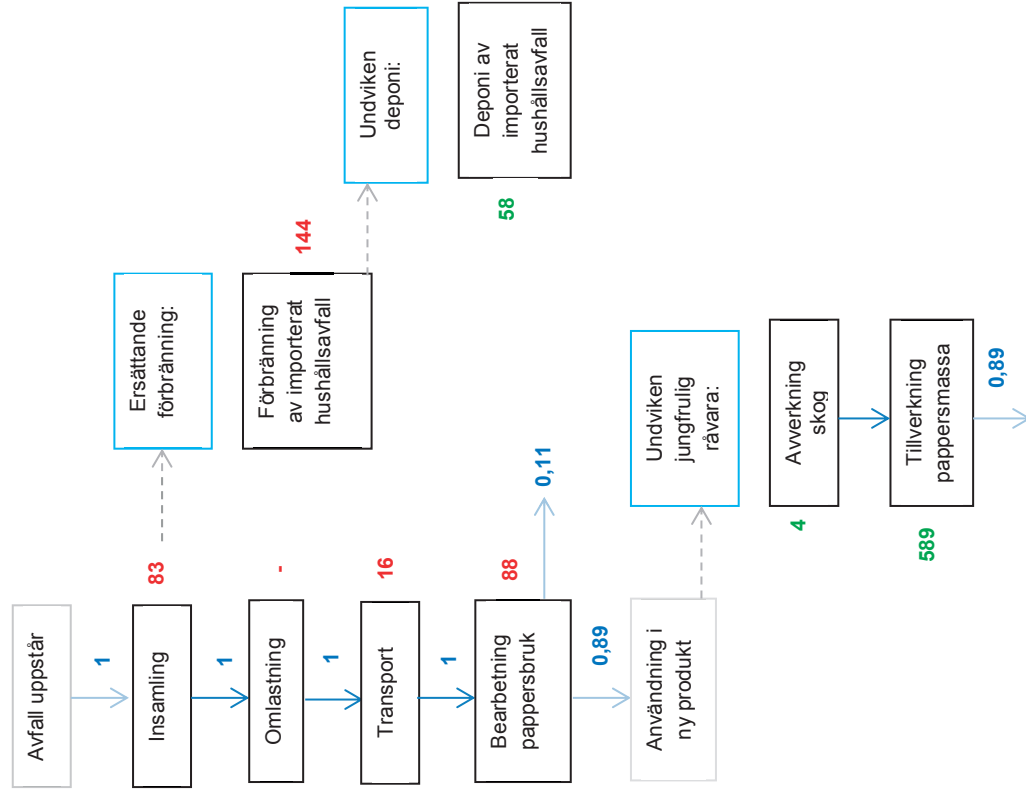
Figur 31. Processråd för materialåtervinning av tidningar från Hässleholms kommun. Materialflöden (ton) i blått, växthusgasutsläpp (kg CO₂-ekvivalenter) i grönt för undvikna utsläpp och i rött för uppkomna utsläpp.



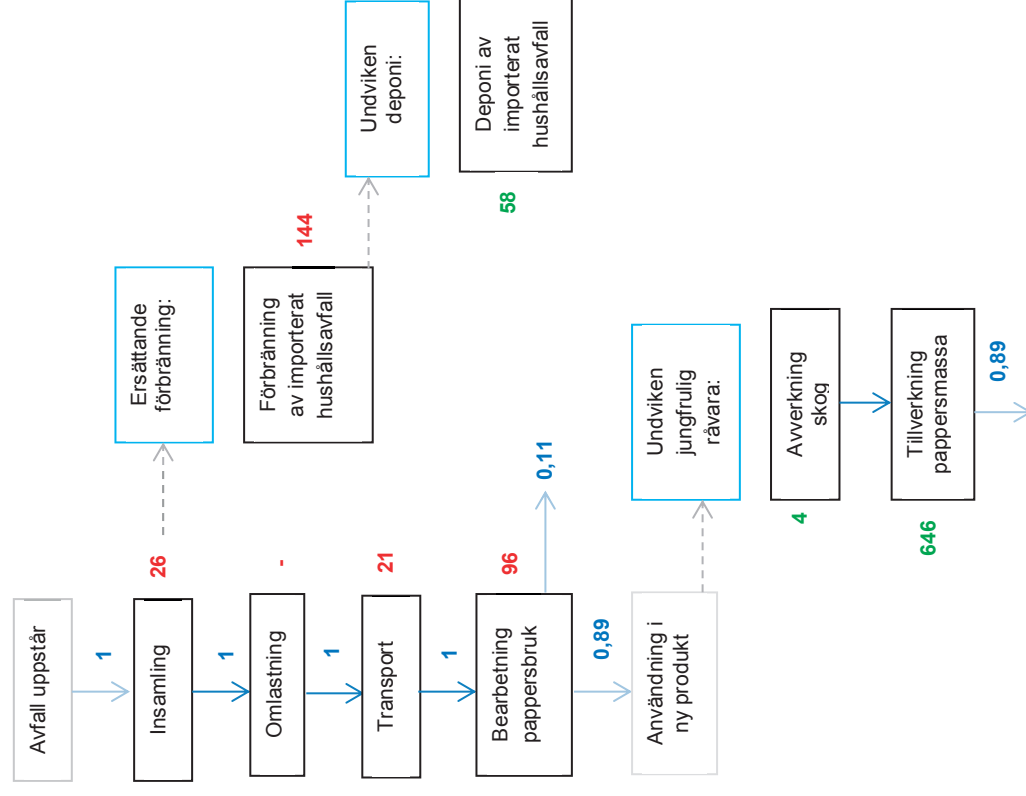
Figur 32. Processråd för materialåtervinning av tidningar från Närabs kommuner. Materialflöden (ton) i blått, växthusgasutsläpp (kg CO₂-ekvivalenter) i grönt för undvikna utsläpp och i rött för uppkomna utsläpp.

Pappersförpackningar

Processtråd för materialåtervinning av pappersförpackningar från Hässleholms kommun visas i figur 33, och från Närabs kommuner i figur 34.



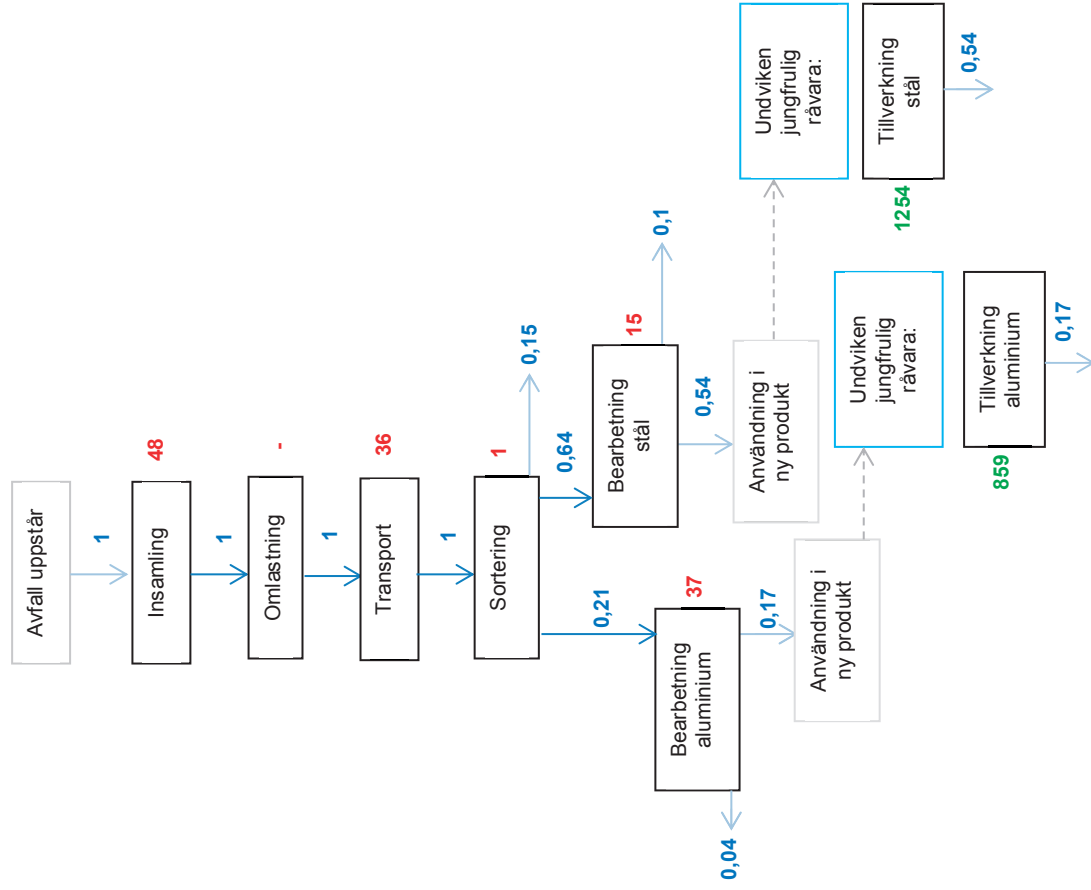
Figur 33. Processtråd för materialåtervinning av pappersförpackningar från Hässleholms kommun. Materialflöden (ton) i blått, växthusgasutsläpp (kg CO₂-ekvivalenter) i grönt för undvikna utsläpp och i rött för uppkomna utsläpp.



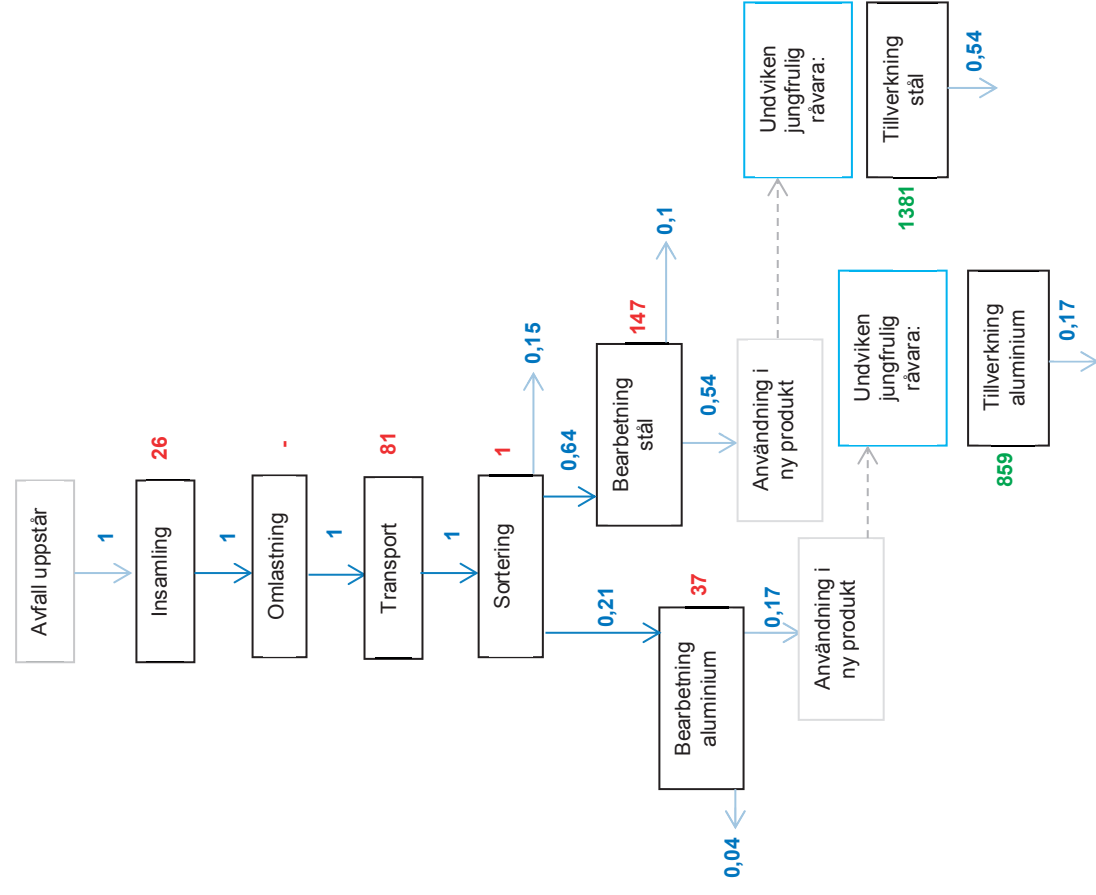
Figur 34. Processtråd för materialåtervinning av pappersförpackningar från Närabs kommuner. Materialflöden (ton) i blått, växthusgasutsläpp (kg CO₂-ekvivalenter) i grönt för undvikna utsläpp och i rött för uppkomna utsläpp.

Metallförpackningar

Processråd för materialåtervinning av metallförpackningar från Hässleholms kommun visas i figur 35, och från Närabs kommuner i figur 36.



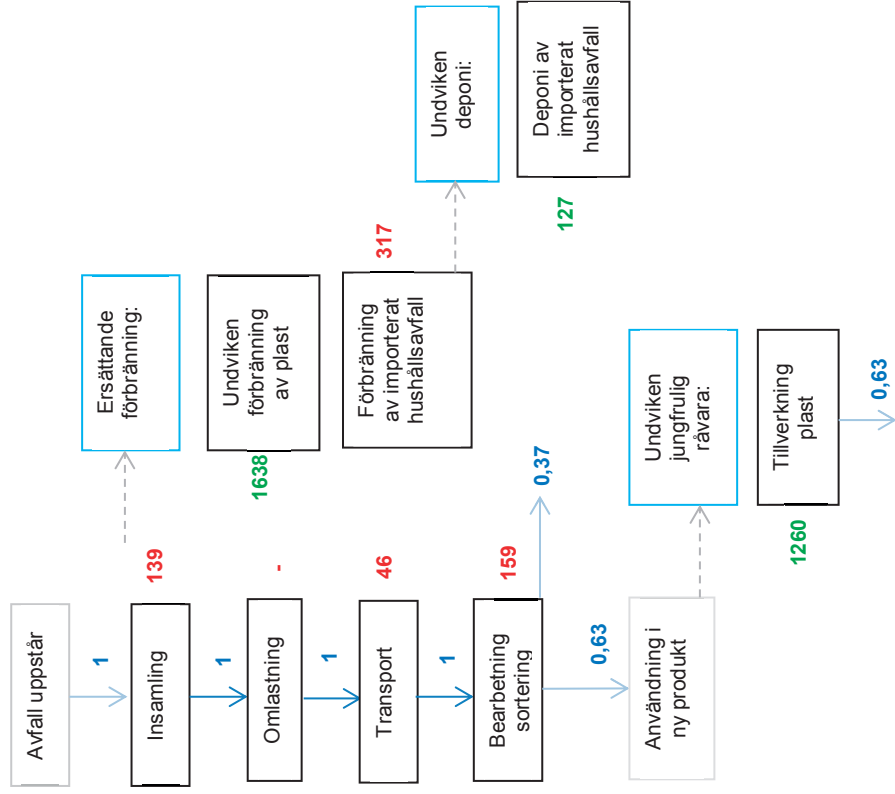
116 Figur 35. Processråd för materialåtervinning av metallförpackningar från Hässleholms kommun. Materialflöden (ton) i blått, växthusgasutsläpp (kg CO₂-ekvivalenter) i grönt för undvikna utsläpp och i rött för uppkomna utsläpp.



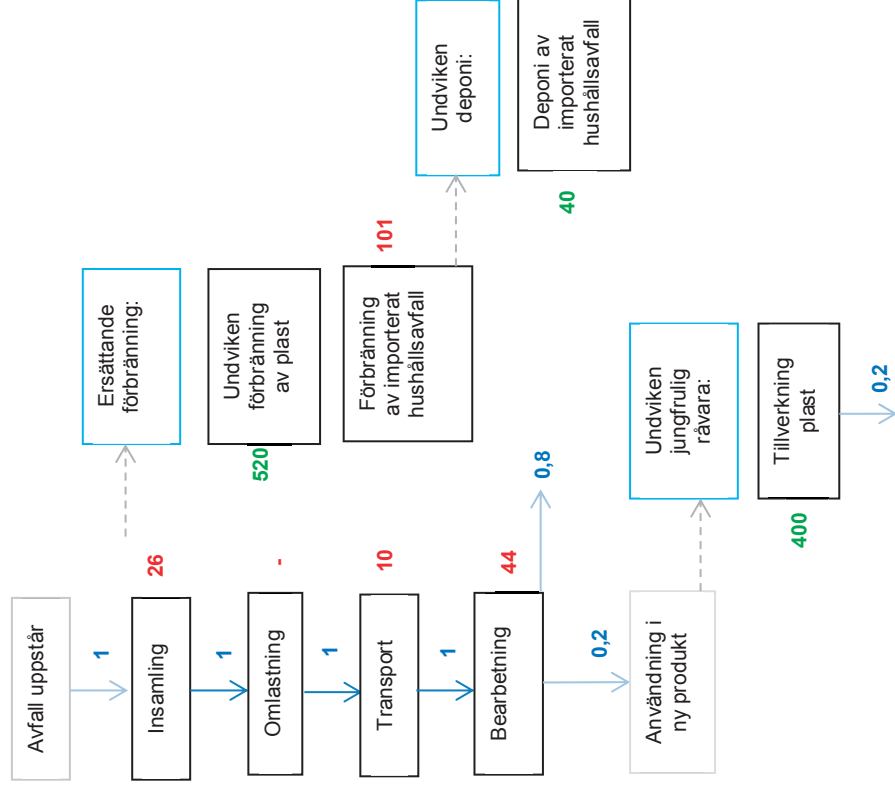
116 Figur 36. Processråd för materialåtervinning av metallförpackningar från Närabs kommuner. Materialflöden (ton) i blått, växthusgasutsläpp (kg CO₂-ekvivalenter) i grönt för undvikna utsläpp och i rött för uppkomna utsläpp.

Plastförpackningar

Processstråd för materialåtervinning av plastförpackningar från Håssleholms kommun visas i figur 37, och från Närabs kommuner i figur 38.



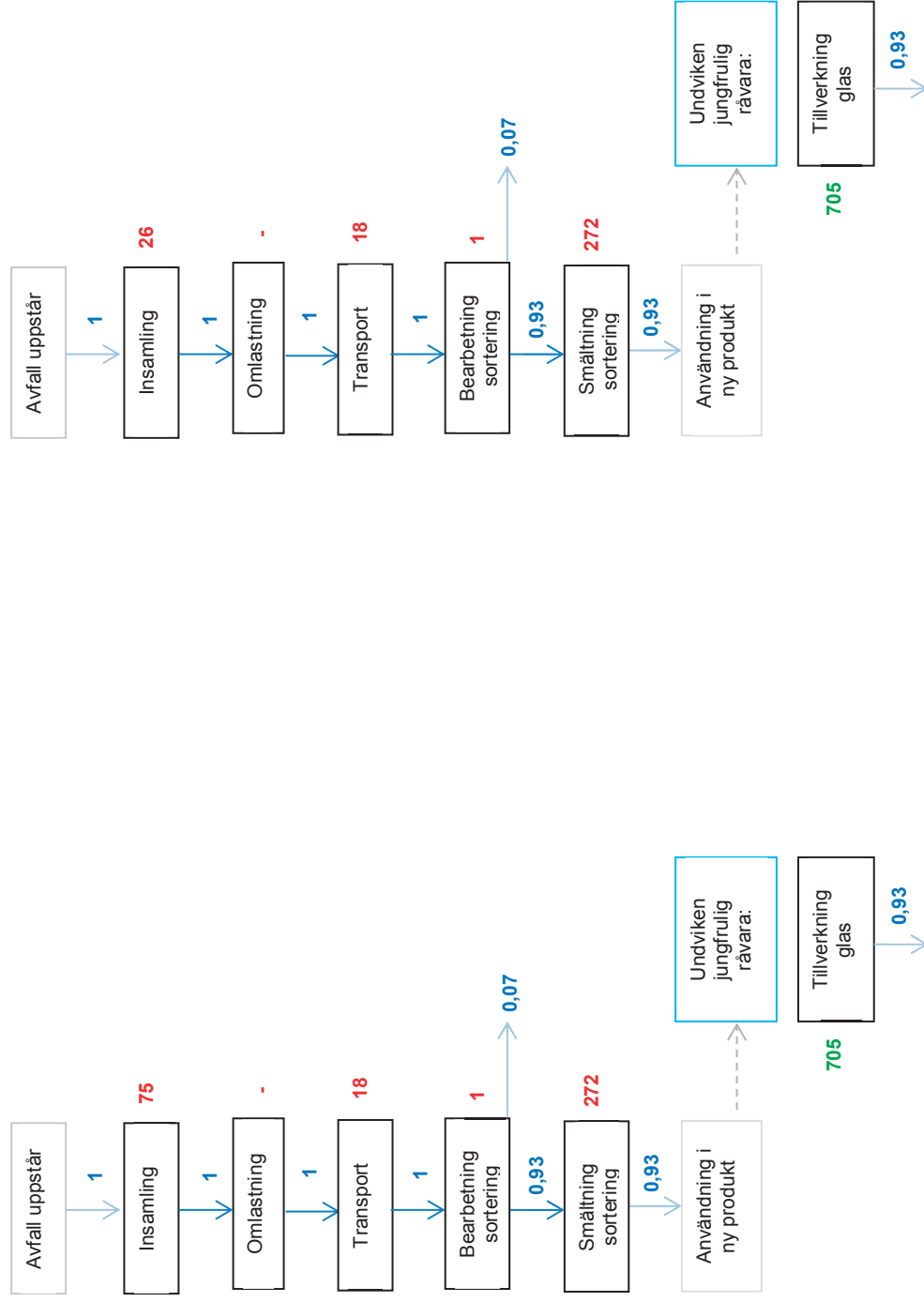
Figur 37. Processstråd för materialåtervinning av plastförpackningar från Håssleholms kommun. Materialföden (ton) i blått, växthusgasutsläpp (kg CO₂-ekvivalenter) i grönt för undvikna utsläpp och i rött för uppkomna utsläpp.



Figur 38. Processstråd för materialåtervinning av plastförpackningar från Närabs kommuner. Materialföden (ton) i blått, växthusgasutsläpp (kg CO₂-ekvivalenter) i grönt för undvikna utsläpp och i rött för uppkomna utsläpp.

Glasförpackningar

Processstråd för materialåtervinning av glasförpackningar från Hässleholms kommun visas i figur 39, och från Näråbs kommuner i figur 40.



Figur 39. Processstråd för materialåtervinning av plastförpackningar från Hässleholms kommun. Materialflöden (ton) i blått, växthusgasutsläpp (kg CO₂-ekvivalenter) i grönt för undvikna utsläpp och i rött för uppkomna utsläpp.

Figur 40. Processstråd för materialåtervinning av plastförpackningar från Näråbs kommuner. Materialflöden (ton) i blått, växthusgasutsläpp (kg CO₂-ekvivalenter) i grönt för undvikna utsläpp och i rött för uppkomna utsläpp.



LUNDS UNIVERSITET
Lunds Tekniska Högskola