



Nr B 2356
Juni 2019

Klimatpåverkan från olika avfallsfraktioner

Jurate Miliute-Plepiene
Jan-Olov Sundqvist
Åsa Stenmarck
Yuqing Zhang



I samarbete med Avfall Sverige

Författare: Jurate Miliute-Plepiene, Jan-Olov Sundqvist, Åsa Stenmarck, Yuqing Zhang

Medel från: Avfall Sverige och SIVL

Rapportnummer B 2356

ISBN 978-91-7883-091-6

Upplaga Finns endast som PDF-fil för egen utskrift

© **IVL Svenska Miljöinstitutet 2019**

IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm

Tel 010-788 65 00 // www.ivl.se

Rapporten har granskats och godkänts i enlighet med IVL:s ledningssystem

Innehållsförteckning

Klimatpåverkan från olika avfallsfraktioner.....	1
Sammanfattning.....	4
Summary.....	8
Förkortningar	11
Introduktion	12
Metod och genomförande.....	12
Livscykelanalys	12
Systemgränser och avgränsningar	15
Förutsättningar: Avfallsfraktioner	16
Resultat	23
Resultat för förebyggande av avfall	26
Resultat av avfallshantering (återanvändning och återvinning)	27
Osäkerheter i data	28
Annan miljöpåverkan av produkter	29
Bilagor	31

Sammanfattning

Målet för detta projekt är att i ett livcykelperspektiv beskriva olika avfallsfraktioners klimatpåverkan från:

- (a) avfallshantering ("nedströmsstudien") och
- (b) avfallsförebyggande åtgärder ("uppströmsstudien").

Koldioxidbesparingarna eller -belastningarna illustrerar vi sedan som motsvarande kilometer av transport som man skulle kunna köra med en genomsnittlig bensindriven personbil.

Analysen täcker 32 olika fraktioner av hushållsavfall baserade på avfallsklassificeringen i Avfall Web. Matavfall, olika förpackningsavfall, textilier, flera typer av grovavfall, farligt och restavfall är bland de fraktioner som analyserades. Klimatpåverkan uttrycks i CO₂ ekvivalenter (CO₂e) och baseras på resultat från olika livscykelanalysstudier. Som huvudmetod valde vi så kallad "bokförings-LCA". Det innebär att vi får ett mer konservativt resultat än man använder så kallad "konsekvens-LCA". Ett negativt tecken (-) på ett resultat betyder en minskning av klimatpåverkan. I uppströmsstudier innebär detta att ingen konsumtion av produkter uppstod. I nedströmsstudier innebär det att större fördelar uppstår när återvunna produkter ersätter nya material och/eller energi. Det positiva tecknet betyder klimatbelastning i CO₂e, alltså att man släpper ut mer CO₂.

Huvudsakliga resultat presenteras i tabellen nedan.

Fraktioner	Förebyggande		Återvinning/behandling	
	kg CO ₂ e per kg avfall	Motsvarar km per kg (personbil, bensin)	kg CO ₂ e per kg avfall	Motsvarar km per kg (personbil, bensin)
Restavfall	-2,3*	-18*	0,2	2
Matavfall (förebyggande)	-2,2	-17	-	-
Matavfall till rötning	-	-	-0,1	-1
Matavfall till kompostering	-	-	0,03	0
Matavfall till hemkompostering	-	-	0,07	1
Pappersförpackningar	-0,5	-4	-0,2	-2
Plastförpackningar	-2,1*	-17*	-0,6	-5
Metallförpackningar (20% aluminium, 80% stål)	-2,2	-18	-1,8	-14
Glasförpackningar	-0,8	-6	-0,35	-3
Returpapper	-1,10	-9	-0,7	-6
Elavfall	-38*	-305	-1,5*	-12*
Kontorspapper	-0,4	-3	-0,2	-1
Textil uppströms	-25	-200	-	-
Textil till återanvändning (ersättningsgrad 60 %)	-	-	-7,1	-56

Fraktioner	Förebyggande		Återvinning/behandling	
	kg CO ₂ e per kg avfall	Motsvarar km per kg (personbil, bensin)	kg CO ₂ e per kg avfall	Motsvarar km per kg (personbil, bensin)
Textil till återanvändning (ersättningsgrad 100%)	-	-	-11,8	-95
Textil till materialåtervinning	-	-	-1,2	-10
Gips till materialåtervinning	-0,3	-2	-0,2	-2
Plast ("kommunplast" – ej förpackningar) ¹	-2,1*	-17*	-0,6*	-5*
Wellpapp	-0,6	-5	-0,3	-2
Planglas ²	-1,2	-10	-0,2	-1
Däck, producentansvar	-3,6	-29	-0,1	-1
Metallskrot (stål 50% jungfrulig och 50% återvunnen)	-1,9	-15	-0,9	-7
Trädgårdsavfall	icke relevant	icke relevant	0,1	1
Träavfall, ej impregnerat virke	-0,2	-2	-0,4	-3
Brännbart grovavfall	-2	-16	0,3	2
Konstruktionsmaterial	-0,01	0	0,0	0
Ej brännbart/inert avfall	-0,01	0	0,1	1
Småkemikalier	-2,3	-18	-1,1	-9
Vattenbaserad färg	-2	-16	1,1	9
Lösningsmedelsbaserad färg	-2,1	-17	1,5	12
Oljehaltigt avfall	-0,25	-2	0,9	7
Tryckimpregnerat trä	-0,23	-2	-0,4	-3

* anses som väldigt osäkra, främst beroende på att sammansättningen inte är känd.

De högsta koldioxidbesparingarna genereras genom förebyggande av textil samt av elektriskt och elektroniskt avfall. Ett kilo undvikta el-avfall genererar i genomsnitt en besparing på 40 kg CO₂e vilket motsvarar 300 km körning med en genomsnittlig personbil. Det finns dock en stor variation inom de breda elproduktkategorierna, till exempel kan CO₂e per kg produkt variera från 4 kg-CO₂e per kg elektrisk bormaskin till 400 kg-CO₂e per kg mobiltelefon. Förebyggande av en mobiltelefon skulle spara ungefär 60 kg CO₂e, vilket motsvarar ungefär 460 km bilkörning. Förebyggande av 1 kg textilavfall (vid minskad konsumtion) sparar cirka 25 kg CO₂e eller 200 km bilkörning. Några

¹ Fraktionen kallas "Plast (kommunplast – ej förpackningar), endast materialåtervinning" i Avfall Web

² Fraktionen kallas "Planglas, endast materialåtervinning" i Avfall Web

andra exempel är att 1 kg matavfall från hushåll motsvarar 2 kg CO_{2e} eller 17 km bilkörning och 1 kg restavfall motsvarar 2,3 kg CO_{2e} motsvarande 18 km bilkörning.

Avfallsförebyggande genom minskad konsumtion ger större klimatvinster än återvinning. Samtidigt är materialåtervinning av hushållsavfall i de flesta fall bättre för klimatet än energiåtervinning. Till exempel "kostar" restavfall till energiåtervinning 0,2 kg CO_{2e} (2 km med bil), medan fraktioner avsedda för materialåtervinning "sparar" ungefär 1,5–1,8 kg CO_{2e} för metaller och vissa elavfallsfraktioner. För pappers- och glasförpackningar "sparas" till 0,2–0,3 kg CO_{2e} och för gummidäcksavfall 0,1 kg CO_{2e} (1 km med bil). Besparingen i koldioxid uppstår eftersom de återvunna materialen ersätter ny råvara, till exempel metaller, skogsråvara, alternativa fyllnadsmaterial i konstgräsplaner eller energi från koleldade cementfabriker. Gummidäckavfall kan emellertid ge annan miljöpåverkan, till exempel mikroplast. Detta bör beaktas vid sidan av möjliga klimatvinster från återvinning. Denna aspekt har inte analyserats i vår studie.

Stora besparingarna kommer från återanvändning av textilier, då kan cirka 7–12 kg CO_{2e} (eller 60–100 km) sparas beroende på ersättningsgrad (det vill säga de utökade återanvända produkterna ersätter förbrukningen av nya produkter).

Den högsta klimatbelastningen (per kg avfall) kommer från farligt avfall. Till exempel har lösningsbaserad färg en belastning på 1,5 kg CO_{2e} (eller 12 km med bil). Brännbart grovavfall har också en koldioxidbelastning på ungefär 0,3 CO_{2e}. Detta kan förklaras av att en stor del av fraktionerna som förbränns har fossilt ursprung. Detta innebär att energiåtervinningen genererar fossil-relaterad koldioxid.

Resultaten får anses som överslagsmässiga, beräkningarna är baserade på data från flera olika källor, och ibland från källor där samma data skiljer sig åt. I vissa fall har schabloner använts (exempelvis transporter) eller grova uppskattningar. **Resultaten i denna rapport är avsedda för att användas vid översiktlig information och kommunikation, och inte som underlag till vidare LCA-studier eller specifika beräkningar/planering av system i specifika fall/kommuner, där mer specifika uppgifter ska användas istället.** De största osäkerheterna kommer från:

- Blandade avfall som el-avfall, restavfall (framförallt i förebyggandestudien), plastförpackningar, plastavfall och blandat grovavfall anses som mest osäkra.
- Komplexa avfallsslag, det vill säga avfallsslag som består av flera olika produkter (exempelvis elavfall eller grovavfall) blir osäkra eftersom utsläppen relaterade till de olika produkterna kan variera stort och den egentliga sammansättningen på avfallet inte är känd. Dessutom saknas mer detaljerade studier om utsläpp vid hantering/materialåtervinning för enskilda el-avfallsgrupper och för el-avfall som helhet.
- Matavfall är också en fraktion med olika och varierande sammansättning. Mer detaljerad uppdelning i sammansättningen (som exempelvis bland olika kött- eller grönsakssorter) är litteraturbaserad vilket gör uppgifterna något mindre säkra.
- Förebyggande av restavfall är utvärderat med samma faktorer som användes för enskilda fraktioner/produkter men det kan finnas skillnader. Till exempel kan plastavfallet som källsorteras och plasten som hamnar i restavfallet ha olika sammansättning och därmed olika "uppströms" klimatpåverkan vilket det nu inte är taget hänsyn till.

- Uppgifter om ursprung av material och produkter saknas ofta och har till stor del baserats på antaganden. Dessutom kunde vi inte alltid hitta bra data om material och produkters utvinning och tillverkning i ursprungsländer.
- De flesta studier saknar uppgifter om miljöpåverkan från användningsfasen (till exempel matavfall) och i vissa fall även för tillverkning (till exempel plastförpackningar) och transporter (till exempel metallförpackningar). I dessa fall gjordes grova uppskattningar av koldioxidutsläpp från de saknade faserna.
- För vissa fraktioner (som exempelvis glas och metaller) saknades tillförlitliga svenska data.

Summary

The aim of this project was to take a life cycle perspective and evaluate the climate impact of different waste fractions based on two scenarios: (a) a typical waste management (the so-called "downstream study") and (b) different waste prevention strategies (the so-called "upstream study"). The impact is expressed in carbon dioxide equivalents (CO₂e). For simpler communication the carbon footprint is also expressed as an equivalent climate impact of a distance travelled by an average private car.

The analysis covers 30 different household waste fractions defined according to waste classification in Avfall Web³. These include food, different packaging, textiles, several kinds of bulky, hazardous as well as residual waste. The carbon footprints (CO₂e) are estimated using life cycle assessment (LCA) methodology. In this study we used the attributional LCA approach, which is likely to give more conservative results than consequential LCAs. A negative sign of a result means CO₂e credit (i.e. climate-positive effect). In upstream studies this means that no consumption of products occurred and in downstream studies - that greater benefits occur when recycled products replace virgin materials and/or energy. The positive sign means a climate burden in CO₂e.

Some results are illustrated below.

Waste fractions	Waste prevention		Waste treatment	
	kg CO ₂ e /kg waste	km with personal car (gasoline)	Recycling/treatment, kg CO ₂ e per kg waste	km with personal car (gasoline)
Residual waste	-2.3*	-18	0.2	2
Food waste	prevention	-2.2	-	-
	anaerobic digestion	-	-	-0,1
	industrial composting	-	-	0.03
	home composting	-	-	0.07
Paper packaging	-0.5	-4	-0.2	-2
Plastic packaging	-2.1*	-17	-0.6	-5
Metal packaging	-2.2	-18	-1.8	-14
Glass packaging	-0.8	-6	-0.35	-3
Newspapers, magazines etc.	-1,10	-9	-0.7	-6
Waste electric and electronic equip. (WEEE)	-38*	-305	-1.5*	-12
Office paper	-0.4	-3	-0.2	-1
Textiles (prevention)	-25	200	-	-
Re-use of textiles (substitution 60 %)	-	-	-7.1	-56
Re-use of textiles (substitution 100%)	-	-	-11.8	-95

³ Avfall Web – is a web-based tool for municipal waste statistics in Sweden

Waste fractions	Waste prevention		Waste treatment	
	kg CO _{2e} /kg waste	km with personal car (gasoline)	Recycling/treatment, kg CO _{2e} per kg waste	km with personal car (gasoline)
Textiles (recycling)	-	-	-1.2	-10
Plasterboard (recycling)	-0.3	-2	-0.2	-2
Plastic waste (bulky, recycling)	-2.1*	-17	-0.6*	-5
Corrugated paper	-0.6	-5	-0.3	-2
Plate glass (recycling)	-1.2	-10	-0.2	-1
Tires	-3.6	-29	-0.1	-1
Scrap metal	-1.9	-15	-0.9	-7
Green waste	not relevant	not relevant	0.1	1
Wood waste (non-impregnated wood)	-0.2	-2	-0.4	-3
Bulky combustible waste	-2	-16	0.3	2
Construction material	-0.01	0	0.0	0
Non-combustible / inert waste	-0.01	0	0.1	1
Small chemicals	-2.3	-18	-1.1	-9
Water-based paint	-2	-16	1.1	9
Solvent-based paint	-2.1	-17	1.5	12
Oil-containing waste	-0.25	-2	0.9	7
Impregnated wood	-0.23	-2	-0.4	-3

The highest carbon savings are generated by the prevention of textile and waste electric and electronic equipment (WEEE). 1 kg of avoided WEEE saves 40kg-CO_{2e} equivalent to 300 km driven by an average passenger car. There is a significant variation within the broad WEEE product categories - from 4kg-CO_{2e} for electric drills to 400kg-CO_{2e} for smartphones. Reduced consumption of 1 phone would save about 60kg-CO_{2e}, which corresponds to 460 km of car driving. Avoided 1 kg of textile waste saves about 25kg-CO_{2e} or 200 km driven. 1 kg of household food waste prevention stands for 2kg-CO_{2e} emissions or 17 km and 1 kg of residual waste for 18 km of car driving.

In all cases, waste prevention by avoided consumption gives more climate benefits than waste recycling. Meanwhile, separate sorting and recycling of waste has a higher benefit than incineration of residual waste. The latter option has carbon burden instead of carbon savings, while most separately collected and recycled waste fractions provide carbon savings. For instance, residual waste "costs" 0.2kg-CO_{2e} (2 km by car), while fractions destined for recycling save from around 1.5-1.8kg-CO_{2e} for metals and WEEE to 0.2-0.3kg-CO_{2e} for paper and glass packaging. Tire waste treatment has also some savings around 0.1kg-CO_{2e} (1 km by car) due to replaced carbon-intensive energy at cements kilns (e.g. coal) and produced granulates that replace fossil-based materials (mainly plastics). The highest climate burden (per kg of waste) comes from hazardous waste fractions. For instance, solvent-based paint waste management has a burden of 1.5kg-CO_{2e} (or 12 km by car). Bulky combustible waste has also carbon burden of around 0.3CO_{2e}-kg/kg. This could be explained by significant part of the fractions still being incinerated.

A large carbon credit can be achieved by re-use of textiles. Depending on the degree of substitution (i.e. the extend re-used products replace the consumption of new ones) about 7-12kg-CO₂e can be saved (or 60-100 km).

This study should be seen as a "screening study" based on the latest available data from LCA studies, literature and/or rough estimates by IVL. We deem the results to be suitable for information purposes, **but not as a basis for further LCA studies, specific calculations or planning in specific cases/municipalities, where more specific data should be used instead.** We estimate that the largest uncertainties might arise from/in:

- Uncertainties in estimating the impacts of complex waste types (e.g. WEEE) – there is a great variation in carbon footprints among different products with a factor 4 difference. Accurate studies on carbon emissions during handling/recycling for individual waste groups are generally lacking or missing.
- There is no reliable data about the composition of waste fractions at a product level. This applies, for example, to food waste. Food waste composition is prone to great seasonal, geographical and socio-demographic variations. Context-specific studies would give more accurate estimates.
- The effects of prevention of the residual waste have been evaluated with the same data as for individual fractions/products, which might not be accurate. For example, plastic waste that is sorted at source (e.g. packaging) and plastic in residual waste may have different characteristics and climate effects.
- Most of the reviewed LCA studies did not include the use phase and, in some cases, also manufacturing and transport. In such cases, e.g. for plastic packaging, plastic waste, food waste, the CO₂ emissions from the missing phases were roughly estimated by IVL.
- The geographical origin (production) of materials and products was not well known and based on multiple assumptions.
- European averages were used when reliable Swedish data on waste management impacts were lacking.

Förkortningar

ASP	Avfallsstatistikproduktion
CO _{2e}	Koldioxidekvivalenter
EPD	Environmental Product Declaration – Miljövarudeklaration
HDPE	Polyeten med hög densitet
LDPE	Polyeten med låg densitet
LCA	Livscykelanalys
SMED	Svenska MiljöEmissionsData (se https://www.smed.se/)
PET	Polyethylene terephthalate
PP	Polypropen
PS	Polystyren
PVC	Polyvinylklorid
EPDM	Ethylene propylene diene monomer
TPE	Termoplastic elastomers

Introduktion

I dagsläget är lättillgängliga data om miljöpåverkan av olika avfallsfraktioner både delvis föråldrade och bygger på inaktuella avfallsklassificeringar. Exempelvis använder idag många kommuner och företag fortfarande IVL:s studie för Naturvårdsverket från år 2010 (Sundqvist and Palm 2010) vilken undersökte klimatpåverkan av avfallshantering och avfallsförbyggande åtgärder för olika avfallsfraktioner inklusive hushålls- och industriavfall. Den klassificering som användes i studien bygger på EU:s statistiska avfallsklassificering och stämmer inte med den klassificering som används av kommuner och avfallsföretag idag. IVL-studien från 2010 var av screeningkaraktär och flera siffror i den behöver uppdateras med nyare data.

Målet för detta projekt var att i ett livcykelperspektiv beskriva olika avfallsfraktioners klimatpåverkan av (a) avfallshantering ("nedströmsstudien") och (b) avfallsförebyggande åtgärder ("uppströmsstudien"). Koldioxidbelastningen illustreras sedan med enklare exempel för att underlätta kommunikation och öka förståelsen om klimatpåverkan.

Siffrorna i rapporten är baserade på senaste tillgängliga data befintliga från befintliga LCA-studier och när sådana inte funnits på grovre uppskattningar. Resultatet bör ses som överslagsmässiga. Avfallsfraktionerna är baserade på Avfall Webs⁴ klassificering och inkluderar 32 fraktioner.

Metod och genomförande

För de valda fraktionerna gjordes en sammanställning baserad på data från litteratur, egna data och expertbedömningar. I vissa fall valdes en eller flera modellprodukter eller modellsubstanter som fick representera avfallsfraktioner som annars är svåra att beskriva. För varje fraktion undersöktes både klimatbesparingarna vid förebyggande och klimatbesparingarna eller -belastningar från avfallshantering/materialåtervinning.

Livscykelanalys

Livscykelanalys eller Life Cycle Assessment (LCA) är en metod för att åstadkomma en helhetsbild av miljöpåverkan av produkt under hela produktens livscykel – det vill säga från råvaruutvinning, tillverkningsprocesser, användning och till avfallshanteringen, inklusive alla transporter och all energiåtgång i mellanleden. LCA kan göras på alla produkter och tjänster som förpackningar, mat, elektronik, kläder, transporter, avfallshantering, livsstil, och så vidare. Metoden följer en produkt eller tjänst genom det industriella systemet, från råvaruutvinning till avfallshantering, eller valda delar av systemet. I arbetet beskrivs användning av resurser, avfall och emissioner till luft, vatten och mark. Miljöpåverkan beräknas för valda kategorier, som exempelvis klimat, försurning, övergödning, osv.

Som huvudmetod valde vi så kallad "bokförings-LCA" som är den vanligaste metoden i många liknande avfallstudier, till exempel (Sundqvist and Palm 2010). Bokförings-LCA använder genomsnittsdata för produktion, material och energi på den globala, regionala eller nationella nivån.

⁴ Avfall Web är Avfall Sveriges webbaserade statistiksystem för hantering av avfallsstatistik där kommuner och avfallsanläggningar kan mata in information om avfallshantering.

Det innebär att vi får ett mer konservativt resultat än vid andra typer av LCA studier. Den andra varianten av LCA kallas "konsekvens-LCA" där man använder speciella allokerings- metoder och så kallade "marginaldata". Marginaldata representerar den produktion som kan antas påverkas av en ändring i den studerade livscykeln.

Beräkningarna av klimatpåverkan är baserade på befintliga LCA-studier och som indikatorer för klimatpåverkan används i projektet enbart CO₂-ekvivalenter (CO₂e). Som karakteriseringsmetod valde vi IPCC2013-metoden (IPCC 2016), där 1 kg CH₄ motsvarar 28 kg CO₂e eller att 1 kg N₂O motsvarar 265 kg CO₂e. IPCC2013-metoden är en av de vanligaste att använda i LCA-studier.

Klimatpåverkan/klimatvinsterna har beräknats som:

Klimatvinster vid förebyggande (CO₂e) = - CO₂e ersätta produkter,

Det vill säga att vid förebyggande undviker man utsläpp av klimatgaser av alla uppströms processer för att tillverka en produkt eller ett material, såsom utvinning, tillverkning, transporter, distribution och användning.

Klimatvinster vid återanvändning (CO₂e) =

CO₂e återanvändning – CO₂e ersätta produkter,

Det vill säga klimatpåverkan för själva återanvändningen minus klimatpåverkan för att framställa de produkter som ersätts.

Klimatbelastningar eller vinster vid avfallsbehandling (CO₂e) =

CO₂e avfallsbehandling – CO₂e ersätta produkter,

Det vill säga utsläpp av klimatgaser från avfallsbehandlingen eller återvinningen minus klimatpåverkan från att framställa de produkter som ersätts.

En klimatvinst uppnås om avfallsbehandlingen genererar mindre klimatgaser än besparingarna vid produktersättning. I annat fall är det en klimatbelastning.

Minustecken i resultatet betyder klimatvinster medan plus innebär klimatbelastning.

Förebyggande

Vi definierade avfallsförebyggandet som *minskad konsumtion*, det vill säga man köper inte varor och producerar inget avfall och därmed undviks CO₂-utsläpp helt från livscykeln för produkten eller materialet.

Avfallsförebyggande *genom återanvändning* (exempelvis förlängning av produkternas livstid) är inte inkluderat i studien, utom för textilavfall.

Det finns flera anledningar:

- Vår studie är baserad på avfallsfraktioner enligt Avfall Web. Bland fraktionerna önskade av referensgruppen finns det bara "textil till återanvändning" som går direkt till återanvändningen.
- Vi gjorde samma antagande om förebyggande för samtliga avfallsfraktioner. För vissa fraktioner är hushållens återanvändning inte relevant (t ex matavfall, returpapper, metallförpackningar).
- Utvärderingen av återanvändning är mer tillförlitlig på produktnivå än på fraktionsnivå och rapporten har fokus på fraktioner.

- För att utvärdera effekterna av återanvändning behövs mer detaljerade och omfattande data (t ex utsläpp från reparation, utsläpp från produktion av reservdelar till elprodukter och produktutbytet med nya produkter). Dessutom innebär återanvändning av en del avfallsfraktioner inga ytterligare processer, så återanvändningen kan motsvara förebyggande genom minskad konsumtion.

I klimatvinster för förebyggandet ingår utebliven utvinning, tillverkning, användning och transport. Besparingar från undviken hushållsresa till butiker togs inte med i beräkningen. Alla resultat för förebyggande är presenterade med minustecken som i detta fall betyder klimatvinster.

Avfallshantering

Som metod för klimatpåverkan av avfallshantering har vi använt så kallad systemutvidgning där klimatavtrycken är beräknade som en skillnad mellan klimatavtrycket från den egentliga avfallshanteringsprocessen och klimatpåverkan vid produktion av de ersatta genomsnittliga produkterna (exempelvis återvunna material eller återvunnen energi). Ett negativt resultat (-) innebär det att vi fick en kredit i CO₂e, det vill säga en koldioxidbesparing. Ett positivt resultat (+) innebär att blev det en belastning i CO₂e för den återvunna/behandlade fraktionen, alltså ökade utsläpp.

Vi använde litteratursökning och IVL:s verktyg WAMPS för beräkningar av klimatpåverkan av kommunal avfallshantering. En översiktlig beskrivning av WAMPS finns presenterad i tidigare studier (Sundqvist and Palm 2010), se även Box. 1. WAMPS har uppdaterats med nya karakteriseringsvärden (IPCC 2016) och delvis nya processdata. Eftersom vi använde bokförings-LCA, valde vi svensk genomsnittlig elproduktion och biobränsle för fjärrvärme som de ersatta energikällorna.

För insamling och transport av avfallet använde vi tidigare IVL-studier med antagandet att transporter/insamling inte har ändrats mycket under senaste åren. Privata transporter från hushåll ingår ej (det vill säga transporter till återvinningscentraler (ÅVC) eller återvinningsstationer (ÅVS)).

Box. 1. Kort beskrivning av WAMPS (Sundqvist and Palm 2010)

WAMPS är utvecklat sedan tidigare av IVL och är ett Excel-baserat verktyg för beräkning av miljöeffekter i livscykelperspektiv från avfallshantering. I WAMPS ingår insamling, transport, kompostering, rötning, materialåtervinning, energiåtervinning och deponering. De miljöeffekter som beräknas är klimatpåverkan, försurning, övergödning och fotooxidantbildning. Det finns möjlighet att följa emissioner av bly, kvicksilver och kadmium. Dessutom görs en hopvikning av samtliga emissioner, inkl tungmetaller som baseras på en miljöekonomisk värdering. Emissioner och materialflöden beräknas ur elementär sammansättningen eller i vissa fall från materialsammansättning. WAMPS använder utvidgat system, vilket bland annat innebär att vid materialåtervinning och energiåtervinning frånräknas så kallade sparade emissioner eller slupna emissioner från motsvarande produktion av material eller energi från jungfruliga källor. Exempelvis om man förbränner avfall och utvinner 1 MJ fjärrvärme och 0,1 MJ elektricitet, kommer först emissionerna från energiåtervinningen att beräknas, sedan subtraheras de sparade emissionerna från att framställa 1 MJ fjärrvärme och 0,1 MJ el med hjälp av andra energikällor.

”Pedagogiska fakta”

CO₂-besparingar eller -belastningar illustrerar vi som motsvarande kilometer av transport som man skulle kunna köra med en genomsnittlig bensindriven personbil⁵. Dessa beräkningar baseras på den nyaste data från Naturvårdsverket om CO₂e-utsläpp från personbilar och genomsnittlig bensinförbrukning från personbilar. Underlaget till beräkningar med referenser är presenterade i Tabell 1.

Tabell 1. Underlag för beräkningar av CO₂ utsläpp från genomsnittlig personbil i Sverige och resultat

Data	Underlag	Referenser
Utsläpp från genomsnittlig personbil (bensin), år 2017	69,47 kg fossil CO ₂ /GJ 0,0049 kg CH ₄ /GJ 0,0004 kg N ₂ O/GJ	Naturvårdsverket (2019)
Karakterisering	1 kg CO ₂ = 1 kg CO ₂ e 1 kg CH ₄ = 28 kg CO ₂ e 1 kg N ₂ O = 265 kg CO ₂ e	IPCC (2016)
Energiinnehåll	1-liter bensin = 9,044 kWh	SCB (2011)
Genomsnittlig bensinförbrukning för personbilar i Sverige (år 2016)	5,5 l/100 km	Trafikverket (2017)
Beräknat utsläpp per km med genomsnittlig personbil i Sverige	0,125 kg CO₂e/km	

Man kan också utvärdera koldioxidutsläppen per km per kg avfall med andra transportmedel (Tabell 2). Till exempel för tågresor inom Sverige är utsläppen 10g CO₂ per personkilometer. Om man vill räkna koldioxidutsläppen per km med ett tåg (för en resande) per kg avfall då divideras resultatet (CO₂e/kg avfall) med utsläppsfaktorn per personkilometer.

Tabell 2. CO₂ utsläppsfaktorer för olika transportmedel (Larsson and Kamb 2018)

Färdmedel	kg CO ₂ /personkilometer
Tåg i Sverige	0,01
Tåg utanför Sverige	0,037
Buss	0,027
Buss biodiesel 100 %	0,014

Systemgränser och avgränsningar

För uppströmsstudien använde vi framförallt resultat från redan genomförda LCA, inklusive arbetsmaterial från LCA-studier som genomförts av IVL. För att få jämförbara data för alla fraktioner kontrollerade vi om marginaldata eller genomsnittsdata använts. Om det var marginaldata försökte vi räkna om till genomsnittliga data. Vi kontrollerade också om andra antaganden (exempelvis

⁵ baserad på medelvärde av utsläpp från personbil

karaktiseringsfaktorer) var liknande eller jämförbara med andra studier. I de fall de var olika räknade vi enligt IPCC2013 metoden (IPCC 2016) (se Tabell 1).

Den största utmaningen var data för användningsfasen och transporterna. De flesta studier saknade data där. För vissa fraktioner (som exempelvis förpackningar, plastprodukter och däck) antog vi att utsläpp av CO₂e från användningsfasen inte har någon klimatpåverkan eller att påverkan är försumbar. För andra produkter där användningen ansågs ha större utsläpp av klimatgaser (t ex matavfall och el-produkter) har vi gjort grova uppskattningar av CO₂e-påverkan baserade på lättillgängliga data eller expertbedömningar. Utvärdering av el-produkter med de största utsläppen i användningsfasen (exempelvis kylskåp) baserades på liknande LCA-studier från andra länder. Dessa data justerades med hänsyn till svensk elmix och dess klimatavtryck.

Om data saknades för transporter gjorde vi antagandet att varorna tillverkades i de vanligaste länderna: Sverige, EU eller Kina (baserad på litteratursökning eller expertbedömning). Miljöpåverkan av transporter från dessa länder uppskattades baserade på vanliga transportslag och schabloner för CO₂-utsläpp per ton per km av transporterade produkter.

Detaljer angående antaganden presenteras i Bilaga 1 (för uppströmsstudien) och Bilaga 2 (för avfallshanteringsstudien).

Förutsättningar: Avfallsfraktioner

Denna studie omfattar sammanlagt 32 fraktioner av hushållsavfall baserade på den klassificering som används i Avfall Web⁶:

- Restavfall
- Matavfall (förebyggande)
- Matavfall till central biogasanläggning
- Matavfall till central komposteringsanläggning
- Matavfall till hempostering
- Pappersförpackningar
- Plastförpackningar
- Metallförpackningar
- Glasförpackningar
- Returpapper
- Elavfall, exkl batterier
- Kontorspapper
- Wellpapp
- Textil till återvinning
- Textilavfall till återvändning
- Metallsrot
- Gips - endast materialåtervinning
- Planglas - endast materialåtervinning
- Plast (kommunplast - ej förpackningar), endast materialåtervinning
- Däck, producentansvar
- Övrigt grovavfall insamlat för materialåtervinning

⁶ Kontorspapper finns inte i Avfall Web, men det var önskemål från referensgruppen att inkludera denna fraktion

- Trädgårdsavfall
- Träavfall, ej impregnerat virke
- Brännbart avfall
- Konstruktionsmaterial
- Ej brännbart/inert avfall
- Småkemikalier
- Vattenbaserad färg
- Lösningssmedelsbaserad färg
- Oljehaltigt avfall
- Tryckimpregnerat trä
- Övrigt farligt avfall från hushåll

Restavfall

Hushållens restavfall samlas in som en blandad fraktion avsedd för energiåtervinning och inkluderar allt som inte ingår i källsorteringen. Restavfallet samlas vanligen in i ett separat kärl (Avfall Sverige 2019). Allt restavfall från hushållen går till energiåtervinning. Sammansättningen av restavfall som har används som modellsubstans har tagits från Avfall Web och är ett vägt medelvärde för plockanalyser i hela landet under tiden 2014 - 2017.

Matavfall

Avfall Web har tre matavfallskategorier: matavfall till *rötning*, matavfall till *hemkompostering* och matavfall till *kompostering* (central kompostering).

Ungefär 73 procent av samtliga kommuner samlar in källsorterat matavfall i varierande omfattning. Många kommuner har insamling från hushåll, storkök och restauranger medan ett fåtal endast har från storkök och restauranger.

Det vanligaste insamlingssystemet för källsorterat matavfall från villahushåll är fastighetsnära insamling i ett separat kärl, ungefär 66 procent av kommunerna använder det systemet. Det finns även flerfackskärl, där olika fraktioner sorteras i separata insatser i två stora sopkärl med fyra fack i respektive sopkärl. Optisk sortering finns i 14 procent av de kommuner som samlar in matavfall, där sker insamlingen med olikfärgade påsar som läggs i samma kärl. I vissa kommuner förekommer även ett tvädelat kärl för mat- respektive restavfall (Avfall Sverige 2019).

De flesta kommuner med separat matavfallinsamling skickar matavfallet till rötning. I de flesta fall produceras biogas (metangas och koldioxid) som används som fordonsbränsle (90 procent) eller för bränsle för el- och värmeproduktion (10 procent). Vi antog att biogödsel ersätter konstgödsel inom jordbruket (N- och P-gödsel).

Allt färre kommuner samlar in matavfall till central kompostering. Bagkompostering eller membrankompostering är de vanligaste metoderna. Därefter blandas komposten med flisat träavfall eller trädgårdsavfall (IVL 2010).

Kompost är ett långtidsverkande gödselmedel och används därför oftast som jordförbättring i trädgårdar, parker och vid markanläggningar.



Sammansättning av matavfallet som användes som modellsubstans i förebyggandestudien togs från litteraturen, i synnerhet från Bernstad Saraiva Schott and Andersson (2015) som beskriver plockanalyser från i 3 kommuner år 2013 (Bilaga 1).

Förpackningar och returpapper

Sverige har lagstadgat producentansvar för förpackningar och returpapper. Det innebär att producenterna är skyldiga att sätta upp insamling- och återvinningssystem för förpackningar. Producentansvaret administreras av FTI AB⁷ som ägs av fem materialbolag; Svensk Plaståtervinning, Pressretur, RK Returkartong, Svenska Metallkretsen och Svensk Glasåtervinning. Materialbolagen ansvarar för att producentansvaret uppfylls av medlemmarna.

Förpackningar och returpapper från hushållen och mindre verksamheter samlas in på återvinningstationer, återvinningscentraler (ÅVC) och via fastighetsnära insamling i kommunerna. Producenternas system med ungefär 5800 obemannade återvinningsstationer för insamling av förpackningar och returpapper täcker hela landet. Fastighetsnära insamling av förpackningar och returpapper ökar.

Förpackningsavfall oavsett insamlingsmetod hanteras på samma sätt. Sorterings- och återvinningsanläggningar kontrakterade av FTI behandlar materialen på följande sätt.

- Metallförpackningar: Sorteras och skickas vidare till Älmhult; stålförpackningar materialåtervinns i Smedjebacken;
- Glasförpackningar transporteras till Hammar. Efter manuell och mekanisk sortering går de insamlade glasförpackningar till materialåtervinning. 60 procent blir till nya förpackningar, 30 procent blir glasull för isolering och 10 procent blir skumglas (ett konstruktionsmaterial) (Svensk Glasåtervinning 2017);
- Pappersförpackningar och returpapper balas och transporteras till Norrköping samt till anläggningar i Europa och andra länder. Till största delen används nyfiber i den svenska produktionen på grund av att det mesta av produkterna går på export och återvinns i andra länder. Cirka 15 procent av den totala fiberförbrukningen vid papperstillverkning i Sverige utgörs av returfiber;
- Plastförpackningar: Svensk Plaståtervinning har även invigt en ny plastsorteringsanläggning i Motala som tas i drift under maj 2019. Där kommer svensk förpackningsplast tas omhand.
- Vi antog att metallförpackningar består av 20 procent aluminium och 80 procent stål och att plastförpackningar består av 50 procent HDPE och 50 procent LDPE. För pappersförpackningar användes WAMPS med uppdaterade utsläpp från jungfruligt papper. För glasförpackningar använde vi nordisk genomsnittlig data från litteraturen om utvinningsfasen. Sammansättning av förpackningar presenteras i Bilaga 1 antaganden i Bilaga 2 och Bilaga 3.

El-avfall (exkl. batterier)

Sverige har producentansvar för elektriska och elektroniska produkter. Kommuner och producenter samarbetar för att samla in el-avfall från hushåll. Kommuner åtar sig att mot ersättning ansvara för insamling av el-avfall från hushåll och producenterna (mest via elproducenternas servicebolag El-Kretsen) ansvarar för behandlingen.

⁷ <https://www.ftiab.se/>

El-avfall från hushållen samlas in främst på kommunernas ungefär 580 återvinningscentraler. De flesta kommunerna har flera olika insamlingsystem för elavfall, både fastighetsnära och konsumentnära (exempelvis i form av "Samlaren"). Sedan 2015 har butiker ansvar att ta emot elavfall. Hushållens transporter till butiker och deras transporter till ÅVC beaktas inte av vår analys.

El-avfallet måste förbehandlas innan det kan återvinnas. Avfallet transporteras från uppsamlingsplatser till förbehandlingsanläggningar. El-kretsen har ett 30-tal förbehandlare, där vissa fraktioner kan hanteras lite varstans i Sverige, medan andra fraktioner kräver en mer speciell behandling och bara finns på vissa platser.

El-avfallet uppstår av väldigt varierade produkter som kan delas i tre stora grupper: diverse elektronik (50 procent), kylskåp och frys (30 procent), övriga vitvaror och övrig elektronik (20 procent).

Till diverse elektronik hör små och medelstora produkter som återfinns i hemmet: TV-apparater, dammsugare, leksaker mobiltelefoner med mera. TV-apparater och monitorer kräver särskild behandling. De plockas ut och förbehandlas manuellt. Även andra produkter genomgår en första manuell grovsortering/demontering där till exempel kretskort och andra komponenter med sällsynta metaller sorteras ut för särskild återvinning. Farligt avfall och batterier sorteras bort och tas om hand. Det som återstår sorteras manuellt efter material. I nästa skede krossas och finfördelas materialet för att kunna separera metaller, plaster och andra material för återvinning (El-Kretsen, 2017).

Kylskåp och frysar demonteras manuellt. Olja och freon avlägsnas tillsammans med kompressor, glas och plast. Apparaten krossas sedan och metall och plast extraheras tillsammans med isolering. Kylprodukter går till återvinning i Västra Götaland.

Andra stora vitvaror förutom frysar och kylskåp skickas till speciella behandlingsanläggningar. Miljöfarliga ämnen tas bort manuellt. Apparaten krossas och glas, metall och plast extraheras (El-Kretsen).

Vi har valt olika modellprodukter för utvärdering av förebyggande och sedan viktat hela fraktionens miljöpåverkan enligt sammansättningen: 50 procent diverse elektronik (varav 12 procent IT produkter), 20 procent kyl-och frys och 30 procent övrigt.

För behandling av elavfall har vi använt en mer detaljerad sammansättning (Bilaga 1). Klimatpåverkan beräknades utifrån den maximala återvinningspotentialen i CO₂e (baserad på litteratur) och El-Kretsens avfallsstatistik.

Kontorspapper

Det finns ingen separat fraktion "kontorspapper" på Avfall Web. Hushåll kan lämna kontorspapper som returpapper vid fastighetsnära insamling eller på ÅVC.

Det finns ingen lättillgänglig litteratur om CO₂e-utsläpp från hantering av just kontorspapper, så vi antog att det inte borde skilja sig speciellt mycket från vanlig returpappershantering. För ersatta material vid återvinningen och förebyggande använde vi specifika data för kontorspapper.

Grovavfall

Grovavfall är hushållsavfall som är för tungt, skrymmande eller har andra egenskaper som gör att det inte är lämpligt att samla in i säck eller kärl. Det lämnas oftast på kommunernas bemannade återvinningscentraler.

Det finns 580 återvinningscentraler i hela landet, var hushållen själva lämnar in sitt grovavfall, elavfall och farliga avfall.

Vi hade i studien 14 olika fraktioner av grovavfall: wellpapp, plast till återvinning (kommunplast - ej förpackningar), planglas (endast materialåtervinning), gipsavfall (endast materialåtervinning), däck (producentansvar), textil till återvinning, textil till återanvändning, metallskrot, övrigt grovavfall insamlat för återvinning, trädgårdsavfall, brännbart grovavfall, träavfall (ej impregnerat virke), konstruktionsmaterial, ej brännbart/inert avfall.

Wellpapp

Det finns ingen lättillgänglig och relevant litteratur angående CO₂e-utsläpp från hantering av wellpapp, så vi antog att det inte borde skiljas mycket från hantering av annat pappersavfall. För ersatta material vid återvinningen och förebyggande använde vi specifika data för wellpapp.

Plast till återvinning

Plastavfall som samlas på återvinningscentraler är av varierande sort och består av olika produkter. Vanliga byggprodukter av plast är rör, golv, isolering, takdukar och profiler. Vanliga plasttyper som används inom byggsektorn är PVC, HDPE, PS och PUR (Plastics Europe, 2017).

Sammansättningen vi har valt är från IVL:s studie som baserades på plockanalyser på flera ÅVC (IVL, 2017).

Vi kunde inte hitta lättillgänglig litteratur som hanterade utsläpp från återvinning av olika typer plastavfall. Därför användes samma sammansättning som för plastförpackningar i avfallshanteringsstudien.

Gipsavfall

Enligt IVL:s interna utvärdering baserad på officiellt tillgängliga data gick år 2016 cirka 70 000 ton separat insamlat gipsavfall till behandling i Sverige. Av detta avfall materialåtervanns cirka 67 procent, medan 30 procent gick till deponering.

Gipsskivor hamnar ofta i den "osorterade" fraktionen på bygg- och rivningsplatser, men i den här studien utvärderade vi bara den separat insamlade fraktionen som materialåtervinns. Det finns flera återvinningsföretag som tar emot separatinsamlat gipsavfall från ÅVC. Vid återvinning av pappersbelagda gipsskivor separeras de två huvudkomponenterna gips och kartong. Kartongen kan återvinnas och gipset kan antingen gå till tillverkning av nytt gips, eller användas för jordförbättring. För att återvinna gipsskivor ska kunna användas för tillverkning av nya gipsskivor krävs ofta en bearbetning av produkten som förberedelse för återvinningen. Gipsskivorna slipas, kartongskivorna avlägsnas, och pulver av returkips tillverkas. Detta pulver blandas sedan vanligen samman med jungfruligt gipspulver (Almasi, Miliute-Plepiene et al. 2018, SMED 2018).

Som modellprodukt använde vi en LCA av gipsskiva tillverkad i Sverige.

Planglas - endast materialåtervinning

Avfallsfraktionen planglas inkluderar glas från exempelvis fönster och fasadglas som vanligtvis är sammanfogat med trä eller metallprofiler. Planglas som samlas in separat på återvinningscentraler kräver eftersortering på avfallsanläggningarna, för att sortera bort det som inte är glas innan det kan skickas till materialåtervinning (Almasi, Miliute-Plepiene et al. 2018).

Swede Glass United har sin anläggning i Otterbäcken och är bland de företag som tar emot planglas från många kommunala avfallsanläggningar. Företaget mellanlagrar material i Sverige och sen skickar det till moderbolaget Reiling i Tyskland, där materialet genomgår vidare sortering. Den återvunna råvaran används sedan för tillverkning av nya flaskor och burkar (Almasi, Miliute-Plepiene et al. 2018).

Som modellprodukt för planglas använde vi specifika data för planglas och trä och plast till ramen. För avfallshanteringen antog vi att fraktionen som uppstår består av 80 procent glas och 20 procent blandning av material som trä och plast.

Textil till återanvändning och återvinning

Det finns två kategorier av textilavfall i Avfall Webb: textil till återvinning och textil till återanvändning. I dagsläget finns det ingen materialåtervinning i Sverige och det mesta går till återanvändning även om det är insamlat som fraktionen "textil till återvinning". Återanvändningen sker både i Sverige och utomlands.

Även om det i dagsläget inte finns någon materialåtervinning kan detta ändras i framtiden. För att räkna ut klimatpåverkan har vi använt antaganden att 80 procent av textilfraktionen skulle gå till återvinning (CO₂e-utsläpp baserade på medelvärde för olika återvinningsmetoder) och 20 procent till energiåtervinningen.

För fraktionen "textil till återanvändning" gjorde vi ett liknande antagande att 80 procent går till återanvändning och 20 procent till energiåtervinning, eftersom allt som samlas in inte kan återanvändas.

Däck, producentansvar

För däck gäller producentansvar i Sverige men det finns inga fastlagda återvinningsmål. En producent ska ta emot uttjänta däck och se till att de återanvänds, materialåtervinns, energiåtervinns eller tas om hand på något annat miljömässigt godtagbart sätt. Däck som sitter på en bil ligger inte under producentansvaret för däck utan hör till producentansvaret för bilar.

Enligt den senaste statistiken gick år 2016 ungefär 40 procent av däcken till materialåtervinning eller materialutnyttjande och ungefär 60 procent till annan återvinning (främst energiåtervinning) (SMED 2018). En del av däckavfallet (runt 10 procent) går till granulering. Granulerade däck används som fyllnadslager i konstgräsplaner och kan ersätta plast eller andra fossil-krävande material. Användningen som bränsle sker i cementfabriker eller i avfallsanläggningar (Johansson 2018, Svensk Däckåtervinning AB 2019).

Övrigt grovavfall

Övrigt grovavfall utgörs av "annat återvinningsbart avfall" som är olika material som går till materialåtervinning, "brännbart avfall" som går till energiåtervinning, "konstruktionsmaterial" som

används som konstruktionsmaterial och utfyllnad samt annat inert eller ej brännbart avfall som deponeras.

Farligt avfall

De typer av farligt avfall som samlas in från hushållen antas gå till energiåtervinning.

Sammansättning av fraktioner, modells substans vid varje fraktion samt referenser är presenterade i Bilaga 1.

Resultat

Klimatavtryck i CO₂e per kg avfall presenteras i Tabell 3 och CO₂e per produkt presenteras i Tabell 4. Vidare illustrerar vi motsvarande CO₂e utsläpp som kilometer körda med en genomsnittlig bensindriven personbil. Om resultatet är negativt (presenterat med -), betyder det CO₂e-besparingar, positiva värden innebär en klimatbelastning. Resultat markerade med * anses som väldigt osäkra, främst på grund av okänd sammansättning på avfallet.

Tabell 3. Resultat av CO₂ utsläpp per kg av avfall

Fraktioner	Förebyggande		Återvinning/behandling	
	kg CO ₂ e per kg avfall	Motsvarar km per kg avfall (personbil, bensin)	kg CO ₂ e per kg avfall	Motsvarar km per kg avfall (personbil, bensin)
Restavfall	-2,3*	-18*	0,2	2
Matavfall (förebyggande)	-2,2	-17	-	-
Matavfall till rötning	-	-	-0,1	-1
Matavfall till kompostering	-	-	0,03	0
Matavfall till hemkompostering	-	-	0,07	1
Pappersförpackningar	-0,5	-4	-0,2	-2
Plastförpackningar	-2,1*	-17*	-0,6	-5
Metallförpackningar (20% aluminium, 80% stål)	-2,2	-18	-1,8	-14
Exempel: aluminium (60% jungfruligt, 40% återvunnen)	-5,8	-46	-4,9	-40
Exempel: aluminium (100% jungfruligt)	-9,1	-73	-8,2	-66
Exempel: aluminium (100% återvunnen)	-0,8	-6	-	-

Fraktioner	Förebyggande		Återvinning/behandling	
	kg CO ₂ e per kg avfall	Motsvarar km per kg avfall (personbil, bensin)	kg CO ₂ e per kg avfall	Motsvarar km per kg avfall (personbil, bensin)
Exempel: stål (50% jungfruligt, 50% återvunnen)	-1,4	-11	-1,0	-8
Exempel: stål (100% jungfruligt)	-2,3	-19	-2,0	-16
Exempel: stål (100% återvunnen)	-0,4	-3	-	-
Glasförpackningar	-0,8	-6	-0,35	-3
Returpapper	-1,10	-9	-0,7	-6
Elavfall	-38*	-305*	-1,5*	-12*
Exempel: mobiltelefon	-415	-3320	-	-
Exempel: bärbar dator	-199	-1600	-	-
Exempel: datorskärm	-175	-1400	-	-
Exempel: elektrisk bormaskin	-4,3	-35	-	-
Exempel: kylskåp	-7,5	-60	-	-
Kontorspapper	-0,4	-3	-0,2	-1
Textil uppströms	-25	-200	-	-
Textil till återanvändning (ersättningsgrad 60 %)	-	-	-7,1	-56
Textil till återanvändning (ersättningsgrad 100%) ⁸	-	-	-11,8	-95
Textil till materialåtervinning	-	-	-1,2	-10
Gips till materialåtervinning	-0,3	-2	-0,2	-2
Plast ("kommunplast" – ej förpackningar), endast materialåtervinning	-2,1*	-17*	-0,6*	-5*
Wellpapp	-0,6	-5	-0,3	-2
Planglas - endast materialåtervinning	-1,2	-10	-0,2	-1

⁸ Inköp av begagnade produkter kan, men inte nödvändigtvis, kompensera helt inköp av likvärdiga nya produkter. Här presenterar vi olika resultat beroende av olika antaganden, det vill säga att återanvänd textil ersätter 100 % och 60 % nyproducerad textil. Ofta använder man antaganden med 100%, men det finns studier som visar att ersättningsgrad varierar från 60% i Sverige/Danmark och 75 % i östra Europa.

Fraktioner	Förebyggande		Återvinning/behandling	
	kg CO ₂ e per kg avfall	Motsvarar km per kg avfall (personbil, bensin)	kg CO ₂ e per kg avfall	Motsvarar km per kg avfall (personbil, bensin)
Däck, producentansvar	-3,6	-29	-0,1	-1
Metallskrot (stål 50% jungfrulig och 50% återvunnen)	-1,9	-15	-0,9	-7
<i>Övrigt grovavfall</i>				
Trädgårdsavfall	icke relevant	icke relevant	0,1	1
Träavfall, ej impregnerat virke	-0,2	-2	-0,4	-3
Brännbart grovavfall	-2	-16	0,3	2
Exempel grovavfall: Soffa	-2,1	-17	0,1	1
Konstruktionsmaterial	-0,01	0	0,0	0
Ej brännbart/inert avfall	-0,01	0	0,1	1
<i>Farligt avfall</i>				
Småkemikalier	-2,3	-18	-1,1	-9
Vattenbaserad färg	-2	-16	1,1	9
Lösningsmedelsbaserad färg	-2,1	-17	1,5	12
Oljehaltigt avfall	-0,25	-2	0,9	7
Tryckimpregnerat trä	-0,23	-2	-0,4	-3

* anses som väldigt osäkra, främst beroende på att sammansättningen inte är känd.

I Tabell 4 presenteras koldioxidekvivalentbesparing och -belastning per modellprodukt som användes i studien. Återvinning/behandling innebär den genomsnittliga hushållsavfallshanteringen enligt antaganden som beskrivas i Bilaga 3.

Tabell 4. Resultat av CO₂ per produkt

Produkt	Förebyggande		Återvinning/behandling	
	kg CO ₂ e per produkt	Motsvarar km (personbil, bensin)	kg CO ₂ e per produkt	Motsvarar km (personbil, bensin)
Belagda papper förpackning (1 liter)	-0,02	-0,2	-0,01	-0,09
Tidning	-0,2	-1,9	-0,1	-1,2
Mobiltelefon (utan nätverksanvändningen) ⁹	-57	-460	-	-
Mobiltelefon (inkl. nätverksanvändningen) ⁶	-186	-1500	-	-
Bärbar dator	-252	-2020	-	-

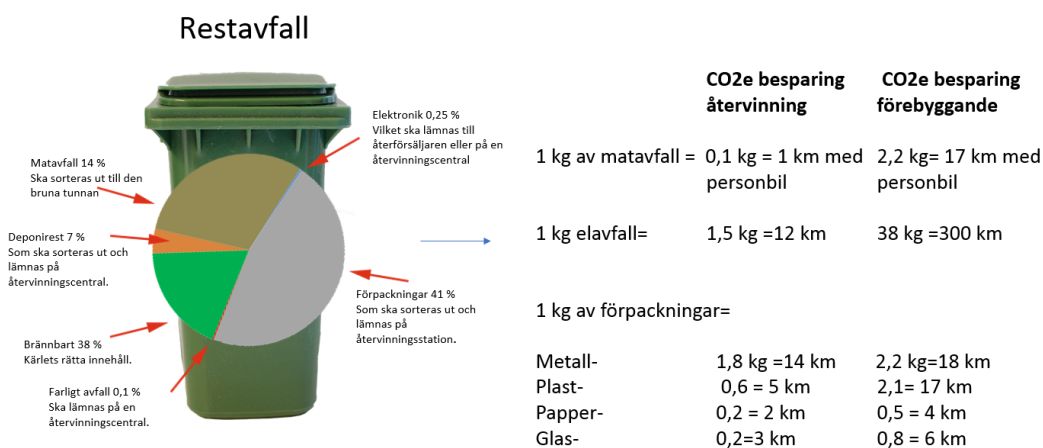
⁹ Baserad på en produkt från Ercan (2016). För nätverksanvändningen presenterar siffran snittanvändning.

Datorskärm	-989	-7920	-	-
Elektrisk bormaskin	-10	-80	-	-
Kylskåp	-768	-6150	-	-
Gipsskiva (1 m ²)	-2,5	-20	-2,5	-20
Däck (producerad i Europa) *	-25	204	-1,1	-9
Däck (producerad i Kina) *	-44	349	-1,1	-9
Soffa	-2,1	-16,8	0,1	0,8

*utan användningsfas

Ett möjligt exempel av användning av resultaten är presenterat i Figur 1. I studien har vi fokus på de separat insamlade fraktionerna definierade enligt Avfall Web och baserade på "genomsnittlig" avfallshantering. Om vi antar att restavfallet kommer att hanteras på samma sätt som ett genomsnittligt avfall i Sverige, kommer klimatvinsterna att vara som i nedanstående figur.

CO₂e besparing



Figur 1. Ett exempel på resultat användning (källa: Agneta Lantto-Forsgren, Skellefteå kommun)¹⁰

Klimatpåverkan av avfallsförebyggande eller avfallshantering sammanfattas och kommenteras i sista kapitlet.

Resultat för förebyggande av avfall

När man ser på klimatvinst eller klimatbelastning per kg avfall eller per kg produkt kan man dra följande slutsatser:

¹⁰ OBS.: "Brännbart avfall" i bilden är inte samma som i vår studie. Det kvarvarande avfallshalten och sammansättningen är olika än restavfall eller brännbart grovavfall i vår studie. Förebyggande anses som minskad konsumtion, det vill säga man köper inte varor och producerar inget avfall

- De största besparingarna vid förebyggande kommer från el-avfall, som ger mer än 30 kg CO_{2e} vinst per kg avfall. Samtidigt finns det en stor variation bland olika el-produkter. De största klimatvinsterna uppstår vid förebyggande av IT-produkter. I tillverkningen av IT-produkter används många sällsynta metaller (exempelvis används ungefär 40-50 olika metaller i mycket små mängder i en mobiltelefon). Dessutom kräver tillverkningen mycket rena processer som kräver mycket energi, ultrarent vatten och kemikalier som ger stora klimatbelastningar. För andra elprodukter (exempelvis kylskåp) är däremot användningsfasen den största klimatboven.
- Den näst största besparingen per kg kommer från förebyggande av textilavfall. Här kommer den största belastningen från elanvändning i textilproduktion (mer än 40 procent) i länder som Kina, Bangladesh eller Turkiet där andelen grön el är fortfarande ganska liten.
- CO₂-vinster vid förebyggande av metallförpackningar beror mycket på antaganden om andel av återvunnet material som ingår i de produkter som undviks.
- Stora besparingar kan uppnås från förebyggande av däckavfall. Detta är på grund av fossilt ursprung av materialet. I resultatet ingår inte användningsfasen eftersom vi analyserade däck som en enskild produkt och inte som en bildel. Om utsläppen från bilanvändningen och bensinförsörjning (gasolintillgång) skulle iaktas och allokeras på däck som produkt skulle koldioxidutsläppen öka med mer än 1000 kg per kg däckavfall. Användningsfasen kan också vara viktig för annan miljöpåverkan (exempelvis spridning av mikroplaster), som inte har analyserats i denna studie.

Vi definierade förebyggande som minskad konsumtion. För att uppskatta miljövinster från förebyggandet genom återanvändning behöver man veta ersättningsgrad och utsläpp från själva återanvändningsprocessen, liksom data om livslängden på den återanvända produkten.

Resultat av avfallshantering (återanvändning och återvinning)

Effekterna från återanvändning uppskattades bara för textil, medan effekterna från återvinning uppskattades för 32 avfallsfraktioner.

- Den största klimatvinsten per kg avfall vid avfallshantering uppnås vid återanvändning av textil. Det utgår från antagandet att man ersätter nya textilier som har stor klimatpåverkan i tillverkningsfasen. Resultatet beror också på antaganden om ersättningsgrad. I enlighet med litteraturen antog vi 60 procent ersättningsgrad som ger besparingar på 7,1 kg CO_{2e} per kg textil. Vid 100 procent ersättningsgrad skulle besparingen uppnå 11,8 kg CO_{2e} per kg. Ersättningsgraden anses vara hög om begagnade varor är valda utifrån livsstils- och miljömotiv eller är dyra. 100 procent är ett vanligt antagande i LCA-studier, men enligt litteraturer kan ersättningsgraden variera från 10 procent till 75 procent, med ungefär 60 procent för Sverige och Danmark (Schmidt, Watson et al. 2016).
- De flesta avfallsfraktioner som studerats i denna studie ger klimatvinster när de materialåtervinns på grund av material- och energibesparingar vid ersättning av jungfrulig råvara. Den största besparingen kommer från återvinningen av metallförpackningar. Aluminium ger mest klimatvinster på grund av energibesparingen om utvinningen av jungfruligt aluminium undviks. Klimatvinsterna beror på antaganden om ersättningsmaterial, det vill säga hur mycket återvunnet material som ingår i de ersatta

materialen. Återvinningen av olika metaller är också huvudanledningen till att det blir klimatvinster från återvinning av el-avfall.

- Hantering av gummidäcksavfall ger CO₂-vinster på grund av de besparingar av material och energi som fås då gummit ersätter andra jungfruliga råvaror. En del av gummidäcksavfallet går till användning som bränsle i cementfabriker där kol ersätts. En del används som fyllnadslager i konstgräsplaner och kan ersätta tre alternativa fyllnadsmaterial (expanderad kork, EPDM och TPE¹¹). Det sista kan dock ge annan miljöpåverkan (exempelvis spridning av mikroplaster) som borde jämföras med klimatvinster. Detta har inte analyserats i denna studie.
- Den största klimatpåverkan per kg avfall vid avfallshanteringen kommer från behandling av farligt avfall som till exempel behandling av färg och oljehaltigt avfall, som till stor andel har fossilt ursprung. Den vanligaste behandlingen är energiåtervinning som ger upphov till utsläpp av fossil koldioxid.
- Andra fraktioner som också ger nettopåverkan istället klimatvinst är brännbart grovavfall och övrigt restavfall. Också i detta fall är det innehållet av fossilt material (främst plast) som ger fossil koldioxid vid energiåtervinning.
- Våra beräkningar ger ibland mer konservativa resultat i jämförelse med andra studier (till exempel konsekvens-LCA) eftersom vi använder genomsnittlig energiutvinning från avfall och ersätter biobränsle samt svensk elmix (medel). Om studien skulle ersätta bränsle med fossilt ursprung (naturgas, olja eller kol) skulle vi få större klimatvinster vid ersättning av energi.

Osäkerheter i data

Resultaten är överslagsmässiga och baserade på resultat från flera olika källor – ibland med mycket skilda resultat. I vissa fall har schabloner (exempelvis för transporter) eller grova uppskattningar använts. Resultaten är lämpliga för informationsändamål, men inte som underlag till vidare LCA-studier eller specifika beräkningar eller planering av avfallssystem i specifika fall/kommuner. De största osäkerheterna kommer från:

- Osäkerhet vid de *komplexa blandade avfallsslagen* (exempelvis elavfall eller grovavfall) med en stor variation bland olika produkter som har stora variationer i utsläpp av koldioxid per kg avfall. Dessutom saknas mer detaljerade studier om utsläpp vid hantering/återvinning för enskilda el-avfallsgrupper och för el-avfall som helhet.
- *Tillförlitlig sammansättning av fraktioner på produktnivå saknas*. Det gäller till exempel matavfall. Det finns en studie som visar viss uppdelning av olika produktgrupper i matavfall, men mer detaljerade uppdelningar (i t ex olika kött- eller grönsakssorter) är litteraturbaserade.
- Förebyggande av *restavfallet* är utvärderat med samma faktorer som användes för enskilda fraktioner/produkter. Men det kan finnas skillnader. Till exempel kan plastavfall som

¹¹ EPDM- ethylene propylene diene monomer
TPE – termoplastic elasotmers

källsorteras och plastavfall som hamnar i restavfallet ha olika sammansättning och därmed olika klimatpåverkan.

- *Ursprunget* av material/produkter är inte känt och har till stor del baserats på antaganden. Dessutom kunde vi inte alltid hitta specifika data om material och produkters utvinning och tillverkning i de faktiska ursprungsländerna.
- De flesta studier saknar *användningsfasen* och i vissa fall även *tillverkning* och *transporter*. I sådana fall koldioxidutsläpp från det saknade faserna var grovt uppskattade. Till exempel plastförpackningar och plastavfall saknar data från användningsfasen och matavfall saknade data om tillverknings- och användningsfas.
- För vissa fraktioner (som exempelvis glas och metaller) saknades tillförlitlig svensk data.
- El-avfall, restavfall (mest förebyggande-studien), plastförpackningar, plastavfall och blandat grovavfall anses som mest osäkra, mest beroende på att dessa avfall består av många olika produkter och material och att den faktiska sammansättningen oftast är okänd.

Annan miljöpåverkan av produkter

Nedan presenteras resultat från en tidigare studie från IVL och Avfall Sverige (Laurenti, Moberg et al. 2016) som delvis omfattar andra sätt att presentera miljöpåverkan, med ett syfte att räkna ut avfallsfotavtrycket eller det så kallade "osynliga avfallet". I den studien beräknades CO₂e för specifika produkter som dock inte överensstämmer med de produkt- eller avfallskategorier som använts i denna studie. Resultaten i de båda studierna är alltså inte jämförbara. CO₂-utsläpp från vissa produkter i den förra studien är annorlunda än från modellprodukterna i denna studie på grund av olika systemgränser och antaganden. Båda studiernas resultat är intressanta och av den anledningen presenteras även resultaten från den förra studien i nedanstående tabell.

Tabell 5. Avfallavtryck av olika produkter (Laurenti R., Stenmarck Å., 2016)

Produkt	Motsvarande avfall, kg	Motsvarande klimatkostnader, kr	Klimatavtryck i kg-CO ₂ e
1 kg benfritt kycklingkött	0,86	5	4
1 kg av nötkött	4	37	29
1 liter mjölk utan förpackning	0,097	1,4	1
En elektrisk borrar	51	13	10
En bärbar dator	1200	270	210
En mobiltelefon	86	140	110
Ett par byxor 100 % bomull	25	8	6,3
En omgång träningskläder 100 % polyester	17	7	5
Ett par läderskor	12	14	11
Mjölkförpackning av vätskekartong (1 liter)	0,009	<1	0,056
En dagstidning	0,025	<1	0,1



Bilagor

Bilaga 1. Sammansättning av fraktioner och modellsubstans

Avfallsfraktioner	Sammansättning	Referenser
Restavfall	Modellsubstans: Matavfall: 29,1 % Trädgårdsavfall 2,8 % Tidningar 2,8 % Pappersförpackningar 9,8 % Plastförpackningar 13,5 % Glasförpackningar 2,5 % Metallförpackningar 1,6 % Textilier 3,6 % Annat icke brännbart avfall 5% Annat brännbart avfall 25 % Farligt avfall 0,1 % Batterier 0,05 % EI- och elektronikskrot 0,35 %	ASP 2018 (2016 års data)
Matavfall till central biogasanläggning	Modellsubstans: Matavfall	
Matavfall till central komposteringsanläggning	Modellsubstans: Matavfall	
Matavfall till hempostering	Modellsubstans: Matavfall	
Matavfall (förebyggande)	Modellsubstans: Kött 10 % (fläskkött 5 %, nötkött 2,5 % fågelkött 2,5 %) Bröd 15 % Mejeriprodukter 3% (ost 2,4 %, mjölk, fil, yoghurt 0,3 %, grädde 0,3 %) Grönsaker och frukter 37% (morot 4,1 %, lök 4,1 %, tomat 4,1 %, gurka 4,1 %, sallad 4,1 %, broccoli 4,1 %, äpple 4,1 %, apelsin 4,1 %, melon 4,1 %) Processad mat 27 % (pasta 9 %, ris 9 %, potatis 9 %) Annat 8 %	Bernstad et al. (2015)
Pappersförpackningar	Modellsubstans: Papperförpackningar	
Plastförpackningar	Modellsubstans: 50 % hård PE, mjuk PE 50 %	Antagande
Metallförpackningar	Modellsubstans: 20 % aluminium, 80 % stål	FTI (2019)

Avfallsfraktioner	Sammansättning	Referenser
	Aluminium: 40% återvunnen, 60% jungfruligt Stål: 50% jungfruligt, 50% återvunnen	
Glasförpackningar	Modellsubstans: Glasförpackningar	
Returpapper	Modellsubstans: Tidningar	
Elavfall, exkl. batterier	Modellsubstans (förebyggande): <i>Diverseelektronik</i> (exklusive IT- utrustning): 38 % (modellprodukt: bormaskin) <i>IT-, telekommunikations- och kontorsutrustning</i> 12 % (modellprodukter: mobil, dator och LCD skärm) <i>Kyl och frys</i> 20 % (modellprodukt kylskåp) <i>Övrigt</i> 30 % Modellsubstans (avfallshantering)¹²: Stora hushållsapparater 46 % Små hushållsapparater 5 % IT-, telekommunikations- och kontorsutrustning 12 % Hemutrustning (TV-, audio- och videoutrustning) 23 % Elektriska och elektroniska verktyg 3 % Leksaker samt fritids- och sportutrustning 1% Övrigt: 15 %	El-Kretsen (2018) El-Kretsen (2019)
Kontorspapper	Modellsubstans (förebyggande): Kontorspapper Modellsubstans (avfallshantering): Pappersförpackningar	
Wellpapp	Modellsubstans (förebyggande): Wellpapp Modellsubstans (avfallshantering): Pappersförpackningar	
Textil till återvinning	Modellsubstans: bomull 37,4 %, polyester: 57,4 %, övrig (viskos) 5,4 %	
Textilavfall till återvändning	Modellsubstans	IVL (2013)

¹² Insamlat (år 2018) utan batterier

Avfallsfraktioner	Sammansättning	Referenser
	bomull 37,4 %, polyester: 57,4 %, övrig (viskos) 5,4 %	
Metallskrot	Modellsubstans: Stål (50 % återvunnen, 50 % jungfruligt)	
Gips - endast materialåtervinning	Modellsubstans: En gipsskiva	
Panglas - endast materialåtervinning	Modellsubstans: 80 % fönsterglas utan ram 15 % trä 5% PVC-ram	Antagande
Plast (kommunplast - ej förpackningar), endast materialåtervinning	Modellsubstans (förebyggande): PP 28 % HDPE 7 % LDPE 6 % PET 3 % PVC 7 % Andra (medelvärde av ovan) 49 % Modellsubstans (avfallshantering): 50 % hård PE 50 % mjuk PE	Fråne, Andersson et al. (2017)
Däck, producentansvar	Modellsubstans: Ett däck	
Övrigt grovavfall insamlat för materialåtervinning	Modellsubstans: 20 % textilier, 20 % trä, 20 % papper, 20 % glas	
Övrigt grovavfall		
Trädgårdsavfall	Modellsubstans (avfallshantering): Trädgårdsavfall (trädgrenar, ris, löv, gräs)	
Träavfall, ej impregnerat virke	Modellsubstans: Trä	
Brännbart avfall	Antagen sammansättning: 20 % plast (PE), 20 % papper (blandat), 20 % trädgårdsavfall, 20 % trä, 10 % övrigt brännbart, 10 % obrännbart	Antagande
Konstruktionsmaterial	Antagen sammansättning : 100 % inert material (50 % betong, 50 % jord/sand)	Antagande
Ej brännbart/inert avfall	Antagen sammansättning : 100 % inert material (50 % betong, 50 % jord/sand)	Antagande
Farligt avfall		
Småkemikalier	Modellsubstans: Lösningsmedel, typ lacknafta	Axelsson, Jarnhammar et al. (1999 a)

Avfallsfraktioner	Sammansättning	Referenser
Vattenbaserad färg	Modellsubstans: Vattenbaserad färg	Axelsson, Jarnhammar et al. (1999 a) Axelsson, Jarnhammar et al. (1999 b)
Lösningemedelsbaserad färg	Modellsubstans: Lösningemedelsbaserad färg	Axelsson, Jarnhammar et al. (1999 a) Axelsson, Jarnhammar et al. (1999 b)
Oljehaltigt avfall	Modellsubstans: Smörjolja	Andreas Öman, Lisa Hallberg et al. (2011)
Tryckimpregnerat trä	Modellsubstans: Impregnerat trä kvalitet NTR A/B	Sundqvist, Erlandsson et al. (2009)
Övrigt farligt avfall från hushåll	Modellsubstans: glaubersalt	Antagande

Bilaga 2. Antaganden och referenser (förebyggande)

Avfallsfraktioner	Antagande/kommentarer	Referenser
Restavfall	Viktat värde av resultatet av förebyggande av de andra fraktioner	
Matavfall (förebyggande)	Klimatavtryck för per kg av olika produkter (studien inkluderar livscykeln från vaggan till detaljhandel) Tillverkning i Sverige och utomlands, baserat på marknaden 2011-2015 Användningsfas uppskattad utifrån elförbrukning i ett genomsnittligt hushåll (villa) per år som är 1800 kWh/år (1000 kWh frys och kyl samt 800 kWh matlagning). Matkonsumtion (bara den som förberedas eller behöver kylas eller frysas) per person: 267 kg/person/år, eller 720,9 kg per hushåll/år (antal av personer i en genomsnittlig vila: 2,7) Elförbrukning: 2,5 kWh/kg av mat (1800/720,9=2,5) 0,104 kg CO ₂ e/kWh (från elkonsumtion i Sverige)	Moberg, Walker Andersson et al. (2019) Energirådgivare (2011) Erlandsson, 2018
Pappersförpackningar	Medelvärde av 10 olika pappersprodukter. Antagande: Tillverkning i Sverige, transport inom Sverige Användningsfas anses obetydlig	EPD databas, 2019 Antagande Thinkstep (2018)
Plastförpackningar	Databaserad på materialutvinning i Europa Antagande: Tillverkning utgör 10 % av utvinningen; Användningsfas anses obetydligt; Transport av genomsnittlig produkt	PlasticsEurope (2014) IVL, antagande Thinkstep (2018)
Metallförpackningar	Baserad på data om metallmarknaden i Europa Antagande	Aluminium (2018) (Apeal 2015) Ecoinvent 3.5

Avfallsfraktioner	Antagande/kommentarer	Referenser
	<p>Användningsfas anses obetydligt</p> <p>Tillverkning av förpackningar ingår ej (borde inte ha stor påverkan, men produktion av Al-folie ingår)</p> <p>Ca 40 % av Al kommer från återvunna material (Europa inkl. import) Ca 50 % av stålet kommer från återvunna material</p> <p>Transport av genomsnittlig produkt</p>	<p>Aluminium (2016)</p> <p>Thinkstep (2018)</p>
Glasförpackningar	Behållarglas från vaggan till konsument av glasförpackningar i Europa (mix. produkter, producerade i Europa, levereras till slutanvändaren av den inneslutna produkten, återanvändningsgrad är 7% (FEVE / ELCD), alla transporter inkluderades i studien ¹³	Ecoinvent 3.5
Returpapper	Medelvärde bland 4 produkter (kvällstidningar och papperstidskrift) tillverkade och använda i Sverige	Achachlouei and Moberg (2015) Atterhög (2008) Kronqvist, M., et al. (2010).
Elavfall, exkl. batterier	<p><i>Kylskåp</i> Beräknad elförbrukning baserad på svensk medelvärd (1 kWh=0,104 kg CO_{2e})</p> <p><i>Mobiltelefon</i> Medelvärde av olika produkter (Apple och Sony). Oklart om det ingår nätverksanvändningen i Apples studier. Om Sony:s studie skulle inkludera nätverksanvändningen blir resultatet från 2 till 4 gånger högre beroende av antagande.</p> <p><i>Bärbara datorer</i> Medelvärde av olika produkter (Apple och Dell)</p> <p><i>Dataskärm</i> Medelvärde av olika produkter (Apple)</p>	<p>Jema (2012) Erlandsson M, Sandberg E et al. (2018) Ercan, Malmodin et al. (2016) Apple (2019)</p> <p>Ercan (2013) Dell (2018)</p> <p>Apple (2019)</p>

¹³ Alla relevanta och kända transportprocesser är inkluderade. Internationella transporter inklusive järnväg och lastbil till och från viktigare hamnar ingår för importerade bulkvaror. Också kända och relevanta transporter med pipeline och tankers är inkluderade.

Avfallsfraktioner	Antagande/kommentarer	Referenser
Grovavfall		
Textil (förebyggande)	Tillverkning i Kina, Bangladesh eller Turkiet (baserad på import/export balans) Data om totalt utsläpp från textilkonsumtion i Sverige justerad per ton av avfallet. Studien saknar mängd av textilier i ton som konsumeras i Sverige, därför använde vi andra källor från NV och data om befolkningen. Vi har räknat av 14 % av totalt utsläpp (konsumenternas transport) eftersom konsumenternas transport inte var inkluderad i beräkningarna av de andra fraktionerna.	Roos and Larsson (2018) Naturvårdsverket (2018) SCB (2019)
Kontorspapper	Tillverkning i Sverige: Produktion (vagga till porten) + Transport av genomsnittlig produkt (inom Sverige) Användningsfas ingår inte	IVL database (2018) Thinkstep (2018)
Wellpapp	Tillverkning i Europa Produktion (vagga till porten) + Transport av genomsnittlig produkt Antagande Användningsfas anses försumbar	FEFCO (2018) Thinkstep (2018)
Metallskrot	Två resultat med antagandena: <ul style="list-style-type: none"> • 50 % av stålprodukter produceras från återvunnet material • 100 % av stålprodukter produceras från jungfruligt material Stålproduktion (låg legerat stål) baserad på europeisk produktions mix (vagga till port) + 30 % till tillverkning (antaganden)+ Transport av genomsnittlig produkt Användningsfas anses försumbar	Ecoinvent 3.5 Antagande Thinkstep (2018)
Gips - materialåtervinning	Baserad på svenska data, tillverkning sker hos Gypro	EPD databas, 2019
Planglas - endast materialåtervinning	Användningsfas anses ej relevant i denna studie Tillverkning av planglas i Europa Tillverkning av PVC-ram i Turkiet Transport av genomsnittlig produkt	Gabi EPD database, 2019 Thinkstep (2018)
Plast (kommunplast - ej förpackningar), endast materialåtervinning	Databaserad på materialutvinning i Europa Antagande: Tillverkning av förpackningar utgör 10 % av primär produktion Transport av genomsnittlig produkt Användningsfas anses försumbar	PlasticsEurope (2014) IVL, antagande Thinkstep (2018)

Avfallsfraktioner	Antagande/kommentarer	Referenser
Däck, producentansvar	Tillverkning i Europa och Kina Antagande att ett europeiskt däck väger 9,5 kg Transport av genomsnittlig produkt Användningsfas anses ej relevant i denna studie	Evonik (2016) Sun, Liu et al. (2016) Thinkstep (2018)
Övrigt grovavfall insamlat för materialåtervinning	Blandning av olika material och sammanvägning av de olika materialens påverkan	
Övrigt grovavfall		
Trädgårdsavfall	Ej relevant	
Träavfall, ej impregnerat virke	Furubräda 2500*95*22mm	
Brännbart avfall	Blandning av olika material och sammanvägning av de olika materialens påverkan	
Konstruktionsmaterial	Blandat sand/jord och betong	
Ej brännbart/inert avfall	Blandning av betong och jord/sand	
Farligt avfall		
Småkemikalier	Modellsubstans: Lösningsmedel, typ lacknфта	
Vattenbaserad färg	Modellsubstans: Vattenbaserad färg	Axelsson, Jarnhammar et al. (1999 a), Axelsson, Jarnhammar et al. (1999 b)
Lösningemedelsbaserad färg	Modellsubstans: Lösningemedelsbaserad färg	Axelsson, Jarnhammar et al. (1999 a), Axelsson, Jarnhammar et al. (1999 b)
Oljehaltigt avfall	Modellsubstans: Smörjolja	Andreas Öman, Lisa Hallberg et al. (2011)
Tryckimpregnerat trä	Modellsubstans: Impregnerat trä kvalitet NTR A/B	Sundqvist, Erlandsson et al. (2009)
Övrigt farligt avfall från hushåll	Modellsubstans: glaubersalt	Antagande

Bilaga 3. Antaganden i analyser och referenser (avfallshanteringen)

Avfallsfraktioner	Antaganden	Referenser
Restavfall	Avfallshantering: 100 % energiåtervinning Energianvändning:	WAMPS, 2019 IVL:s egna data

Avfallsfraktioner	Antaganden	Referenser
	<p>85 % till fjärrvärme, 15 % till el.</p> <p>Ersätta produkter: Fjärrvärme: biobränsle Elproduktion: svensk el. mix</p> <p>Insamling/transport: schabloner från tidigare studier (IVL:s egna data)</p>	
Matavfall till central biogasanläggning	<p>Avfallshantering: 100 % till rötning</p> <p>Ersätta produkter/energi: Biogas till fordon (90 %) Biogas till fjärrvärme (10 %) N, P från biogödsel ersätter N, P från mineralgödsel</p> <p>Insamling/transport: schabloner från tidigare studier (IVL:s egna data)</p>	WAMPS, 2019 IVL:s egna
Matavfall till central komposteringsanläggning	<p>100 % till kompostering</p> <p>Ersätta produkter/energi: N, P från biogödsel ersätter N, P från mineralgödsel</p> <p>Insamling/transport: schabloner från tidigare studier</p>	WAMPS, 2019 IVL:s egna data
Matavfall till hemkompostering	<p>100 % till hemkompostering</p> <p>Ersätta produkter/energi: Biogödsel ersätter mineralgödsel</p>	WAMPS, 2019 Profu (2015)
Pappersförpackningar	<p>85 % till återvinning 15% rejekt</p> <p>Insamling/transport: schabloner från tidigare studier</p>	WAMPS, 2019 IVL:s egna data
Plastförpackningar	<p>75 % går till återvinning 25 % är rejekt (som går inte att återvinna, som går till energiåtervinning)</p> <p>50 % går till Tyskland för sortering och återvinning, transporter är inkluderade</p>	WAMPS, 2019 Thinkstep, 2018

Avfallsfraktioner	Antaganden	Referenser
	Insamling/transport: schabloner från tidigare studier	
Metallförpackningar	Olika återvinningsgrader vid ersätta material beräknas Primärt och sekundärt material från litteraturen Insamling/transport: schabloner från tidigare studier (IVL:s egna data)	Aluminium (2018) Apeal, 2015 IVL (Nyckeltal) 2015 IVL:s egna data
Glasförpackningar	Baserat på nordiska data Insamling/transport: schabloner från tidigare studier	Hillman, Damgaard et al. (2015) IVL:s egna data
Returpapper	85 % till återvinning och 15 % rejekt som förbränns Insamling/transport: schabloner från tidigare studier	WAMPS, 2019 IVL:s egna data
Elavfall, exkl. batterier	78 % återvinning, 13 % energiåtervinning, 9 % deponering Max potential av besparingar av CO ₂ e baserad på litteratur viktad enligt återvinningsgrad i år 2018. Utsläpp från energiutvinningen och deponi uträknad med WAMPS Insamling/transport: schabloner från tidigare studier (IVL:s egna data)	El-Kretsen (2019) El-Kretsen (2018) (El-Kretsen 2018) Ivert L. K., Raadal H.L. et al. (2015) WAMPS, 2019 IVL:s egna data
Kontorspapper	85 % går till återvinning 15% rejekt som förbränns samma utsläpp från återvinningsprocess som med förpackningar, men det antas att ersätta kontorspapper tillverkad i Sverige	WAMPS, 2019 IVL databas
Wellpapp	85 % går till återvinning 15% rejekt som förbränns samma utsläpp från återvinningsprocess som	IVL databas WAMPS, 2019

Avfallsfraktioner	Antaganden	Referenser
	med förpackningar, men det antas att ersätta wellpapp tillverkad i Sverige	
Textil till återvinning	Antagande 80 % till återvinning 20 % till energiåtervinning Utsläpp och vinster från återvinningen baserad på litteratur Återvinningen: medelvärde av olika återvinningsmetoder	Palm, Harris et al. (2013) Schmidt, Watson et al. (2016) WAMPS, 2019
Textilavfall till återvändning	Antagande: 80 % till återvinning 20 % till energiåtervinning Utsläpp och vinster om återanvändning baserad på litteratur	Palm, Harris et al. (2013) Schmidt, Watson et al. (2016) WAMPS, 2019
Metallskrot	Baserad på litteratur Insamling/transport: schabloner från tidigare studier (IVL:s egna data)	Ecoinvent 3.5
Gips - endast materialåtervinning	Data från LCA studien om gipsavfall, men justerad återvinningsgrad: Antaganden 90% går till återvinning 10% går till deponi (rejekt)	EPD databas, 2019
Planglas - endast materialåtervinning	Antaganden: 80 % glass (till återvinning), samma som glasförpackningar 15 % trä, till energiåtervinning 5 % plast, till energiåtervinning Insamling/transport: schabloner från tidigare studier (IVL:s egna data)	Hillman, Damgaard et al. (2015) WAMPS, 2019 IVL:s egna data
Plast (kommunplast - ej förpackningar), endast materialåtervinning	Samma antaganden som för plastförpackningar	WAMPS, 2019 IVL:s egna data

Avfallsfraktioner	Antaganden	Referenser
Däck, producentansvar	<p>40% till återvinning:</p> <ul style="list-style-type: none"> - 10% granulerade däck* - 30% annat (inget antas ersättas) <p>60% till e användning som bränsle:</p> <ul style="list-style-type: none"> - 30% till cementfabriker (ersätter kol (el)) - 30% till energiåtervinning i energianläggningar (ersätter delvis biobränsle (15%), delvis kol (15%)) <p>*Återvunna, granulerade däck används som fyllnadslager i konstgräsplaner och ersätta tre alternativa fyllnadsmaterial: expanderad kork, EPDM och TPE¹⁴ (medelvärde av alla tre använt i beräkningar)</p> <p>Insamling/transport: schabloner från tidigare studier (IVL:s egna data)</p>	<p>SMED (2018) Johansson (2018) (Svensk Däckåtervinning AB 2019)</p> <p>WAMPS, 2019</p> <p>Johansson (2018)</p> <p>Antagande</p>
Övrigt grovavfall insamlat för materialåtervinning	Antagande: Blandning av olika återvinningsbara material (papper, plast, trä, textil, med mera)	
Övrigt grovavfall		
Trädgårdsavfall	100% till kompostering	WAMPS, 2019
Träavfall, ej impregnerat virke	100 % till energiåtervinning	WAMPS, 2019
Brännbart avfall	100 % till energiåtervinning	WAMPS, 2019
Konstruktionsmaterial	100 % används som konstruktionsmaterial som ersätter sand, jord, grus, sten och liknande	
Ej brännbart/inert avfall	100 % deponeras. Antag 4 % organiskt material som bryts ned i deponin.	
Farligt avfall		

¹⁴ EPDM- ethylene propylene diene monomer
TPE – termoplastisk elasotmers

Avfallsfraktioner	Antaganden	Referenser
Småkemikalier	100 % förbränns	WAMPS 2019
Vattenbaserad färg	100 % förbränns	WAMPS 2019
Lösningsmedelsbaserad färg	100 % förbränns	WAMPS 2019
Oljehaltigt avfall	100 % förbränns	WAMPS 2019
Tryckimpregnerat trä	100 % förbränns	WAMPS 2019
Övrigt farligt avfall från hushåll	100 % förbränns	WAMPS 2019

Litteraturförteckning

Achachlouei, M. A. and Å. Moberg (2015). "Life Cycle Assessment of a Magazine, Part II: A Comparison of Print and Tablet Editions." *Journal of Industrial Ecology* **19**(4): 590-606.

Aluminium, E. (2016). "“Recycled Content” vs. “End-of-Life Recycling Rate” ". Retrieved 2019-03-01, from <https://www.european-aluminium.eu/media/1644/recycled-content-vs-end-of-life-recycling-rate-may-2016.pdf>.

Aluminium, E. (2018). Environmental profile report. Life-Cycle inventory data for aluminium production and transformation processes in Europe.

Almasi, A. M., et al. (2018). Ökad sortering av bygg- och rivningsavfall. Åtgärder för kommunala avfallsanläggningar, IVL.

Andreas Öman, et al. (2011). LCI för petroleumprodukter som används i Sverige IVL.

Apeal (2015). Life Cycle Assessment (LCA) on Tinplate. Steel for packaging.

Apple (2019). Your product's environmental report card.

Atterhög (2008). Förenklad livscykelanalys (LCA) och livscykelkostnadsanalys för en kvällstidning. Examensarbete. Datavetenskap och kommunikation. , KTH. **Master**.

Avfall Sverige (2019). "Matavfall." Retrieved 2019-05-10, from <https://www.avfallsverige.se/avfallshantering/insamling/matavfall/>.

Axelsson, U., et al. (1999 a). Livcykel analys av färg. Livscykelanalys av färger för användning inom områdena industriell behandling av trä, industriell behandling av metall och måleri, IVL, KTH, IVF, Sveff.

Axelsson, U., et al. (1999 b). Livscykelanalys av färger för användning inom områdena industriell behandling av trä, industriell behandling av metall och måleri, IVL, KTH, IVF, Sveff. **B 1338-B**.

Bernstad Saraiva Schott, A. and T. Andersson (2015). "Food waste minimization from a life-cycle perspective." *Journal of Environmental Management* **147**: 219-226.

Dell (2018). "Dell laptop carbon footprint." Retrieved 2019-03-01, 2019, from <https://i.dell.com/sites/content/corporate/corp-comm/en/Documents/dell-laptop-carbon-footprint-whitepaper.pdf>.

El-Kretsen. "Från avfall till resurs." from https://www.el-kretsen.se/sites/el-kretsen_se/files/media/Dokument/AvfallTillResurs.pdf.

El-Kretsen (2018). Insamlingsstatistik 2017

El-Kretsen (2019). Mot slutna Kretslopp - utmaningar och möjligheter på vägen mot cirkulär elektronik. Hållbarhetsredovisning 2018.

Energirådgivare (2011). "Elförbrukning i en genomsnittlig villa respektive lägenhet." from <http://www.energiradgivaren.se/2011/09/elforbrukning-i-en-genomsnittlig-villa-respektive-lagenhet/>.

Ercan, E. M. (2013). Global Warming Potential of a Smartphone Using Life Cycle Assessment Methodology. Stockholm. **Master of Science Thesis**.

Ercan, M., et al. (2016). Life Cycle Assessment of a Smartphone. ICT for Sustainability 2016.

Erlandsson M, et al. (2018). Timdata för svensk el och färrvärme från rapporten: Byggnaders klimatpåverkan, timme för timme – idag och i framtiden. En gemensam metod för energi- och miljöklassning., Energimyndigheten, IVL Svenska miljöinstitutet.

Evonik (2016). Tires Go Green –A Life Cycle Assessment.

FEFCO (2018). European Database for corrugated Board LCA studies.

Fråne, A., et al. (2017). Materialåtervinning av plastavfall från återvinningscentraler, IVL.

FTI (2019). "Med metall in i evigheten." Retrieved 2019-03-29, from <https://www.ftiab.se/2281.html>.

Hillman, K., et al. (2015). Climate Benefits of Material Recycling. Inventory of Average Greenhouse Gas Emissions for Denmark, Norway and Sweden.

IPCC (2016). Greenhouse gas protocol. Global Warming Potential Values

Ivert L. K., et al. (2015). The role of the WEEE collection and recycling system setup on environmental, economic och socio-economic performance.

IVL (2010). Avfall Sveriges nyckeltal kring materialåtervinning. Materialåtervinning sparar energi – här ser du hur mycket

Jema (2012). "Consider the Life Cycle of the Refrigerator." from https://www.jema-net.or.jp/English/businessfields/environment/data/summary_consider.pdf.

Johansson, K. (2018). Life cycle assessment of two end-of-life tyre applications: artificial turfs and asphalt rubber, Ragn-Sells Däckåtervinning AB.

Larsson, J. and A. Kamb (2018). Semestern och klimatet. Metodrapport. Version 1.0

Laurenti, R., et al. (2016). "Calculating the pre-consumer waste footprint: A screening study of 10 selected products." Waste Management & Research **35**(1): 65-78.

Moberg, E., et al. (2019). "Determining the climate impact of food for use in a climate tax—design of a consistent and transparent model." The International Journal of Life Cycle Assessment.

Naturvårdsverket (2018). "Nettoinflöde (import minus export) av nya textilier per person." from <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Textil/>.

Naturvårdsverket (2019). Emissionsfaktorer och värmevärden 2019. Underlag till Sveriges växthusgasinventering för utsläppsåren 1990-2017 till UNFCCC. .

Palm, D., et al. (2013). Livscykelanalys av svensk textilkonsumtion. Underlagsrapport till Naturvårdsverkets regeringsuppdrag om nya etappmål, IVL.

Profu (2015). Utvärdering av rötning och hemkompostering av matavfall i Västra Götaland ur ett systemperspektiv.

Roos, S. and M. Larsson (2018). Klimatdata för textilier Uppdragsrapport.

SCB (2011). "Beräkningsmodell för bensin respektive diesel förbrukning per kommun." from <https://www.scb.se/Statistik/TK/ dokument/Anv%C3%A4ndarhandledning2010.pdf>.

SCB (2019). "Sveriges befolkning." from <https://www.scb.se/hitta-statistik/sverige-i-siffror/manniskorna-i-sverige/sveriges-befolkning/>.

Schmidt, A., et al. (2016). Gaining benefits from discarded textiles. LCA of different treatment pathways.

SMED (2018). Avfall i Sverige, SMED på uppdrag av Naturvårdsverket.

SMED (2018). Bygg: Gips och asbest i bygg och rivningsavfallsrapporteringen. arbetsmaterial i ASP.

Sun, X., et al. (2016). "Life cycle assessment of Chinese radial passenger vehicle tire." The International Journal of Life Cycle Assessment **21**(12): 1749-1758.



Sundqvist, J.-O., et al. (2009). Impregnerat trä i kretsloppet - rekommendationer för restprodukthantering. , IVL.

Sundqvist, J.-O. and D. Palm (2010). Underlag för avfallsprevention för förbättrad avfallshantering. [B1930](#).

Svensk Däckåtervinning AB (2019). Årsrapport 2018. När däcken slutat rulla ... kan de bidra till att avlasta planeten.

Svensk Glasåtervinning (2017). "Svensk Glasåtervinning 30 år i planetens tjänst." from https://www.glasatervinning.se/app/uploads/2017/03/Utbildningsmaterial_-Svensk_Glasatervinning.pdf.

Trafikverket (2017). Minskade utsläpp trots ökad trafik och rekord i bilförsäljning.

