

# Samhällsekonomisk analys

av etappmål för ökad förberedelse för återanvändning  
och materialåtervinning av avfall



# Förord

Naturvårdsverket har i regleringsbrevet för budgetåret 2013 fått i uppdrag att föreslå etappmål för några olika områden. Ett av de etappmålen gäller ökad förberedelse för återanvändning och återvinnings av avfallsmaterial. Förslaget redovisas i huvudskrivelsen medan denna bilaga beskriver den samhällsekonomiska analysen av åtgärder, styrmedel och konsekvenser.

Inom Naturvårdsverket har en projektgrupp bestående av Catharina Östlund, Elisabet Kock, Linda Hellblom, Christina Jonsson, Lars Eklund, Linn Åkesson och Marie Larsson (projektledare) arbetat med regeringsuppdraget. Elisabet Kock och Linda Hellblom har varit ansvarig a för den samhällsekonomiska analysen. Vi vill rikta ett stort tack till alla dem, ingen nämnd och ingen glömd, inom branschen, kommuner, ideella organisationer etc. som generöst delat med sig av erfarenheter och sakuppgifter.

# Innehåll

<b>FÖRORD</b>	<b>3</b>
<b>SAMMANFATTNING</b>	<b>7</b>
<b>1 INLEDNING</b>	<b>10</b>
1.1 Referensalternativ	11
1.2 Avgränsningar	11
1.3 Mål	12
1.4 Problembeskrivning	12
<b>2 ANALYS AV ÅTGÄRDER</b>	<b>16</b>
2.1 Åtgärder för ökad återanvändning och förberedelse för återanvändning	17
2.1.1 Möjlighet att lämna produkter och avfall till återanvändning	17
2.2 Åtgärder för ökad materialåtervinning	21
2.2.1 Lättillgängliga insamlingssystem för förpackningar	21
2.2.2 Möjlighet att lämna grovavfall av plast till materialåtervinning	26
2.2.3 Insamling i materialströmmar	28
2.2.4 Ökad insamling av förpackningar och returpapper från verksamheter	31
2.2.5 Övriga åtgärder med potential att öka återvinningen	34
2.2.6 Design för ökad återvinning och återanvändning av plast	34
2.2.7 Utökad insamling och materialåtervinning av elavfall	35
2.3 Kostnadseffektivitet	36
<b>3 ANALYS AV STYRMEDEL</b>	<b>41</b>
3.1 Inledning	41
3.2 Kriterier	42
3.3 Befintliga styrmedel	43
3.3.1 Miljöbalkens mål och hänsynsregler	44
3.3.2 Avfallshierarkin	44
3.3.3 Kommunal avfallsplanering	45
3.3.4 Förbudet mot deponering av brännbart och organiskt avfall	45
3.3.5 Deponiskatten	45
3.3.6 Kommunal renhållningsavgift	45
3.3.7 Producentansvar för förpackningar och tidningar	46
3.3.8 Kontorspapper (frivilligt åtagande)	46
3.3.9 Producentansvar för elektriska och elektroniska produkter	47

3.3.10	Statliga investeringsstöd	47
3.3.11	Avfallsförordningen	48
3.3.12	Retursystem för plastflaskor och metallburkar	48
3.3.13	Producentansvar för glödlampor och vissa belysningsarmaturer	48
3.3.14	EU:s system för handel med utsläppsrätter	48
<b>4</b>	<b>FÖRESLAGNA STYRMEDEL</b>	<b>50</b>
4.1	Ändringar i och ökad tillämpning av befintliga styrmedel	50
4.1.1	Förtydligande av att kommunen kan arbeta med förberedelse för återanvändning	50
4.1.2	Utveckling av kommunal avfallsplanering och fysisk planering	51
4.1.3	Höja återvinningsmålen i förordningarna om producentansvar för förpackningar och returpapper	51
4.1.4	Viktbaserad avfallstaxa	52
4.1.5	Informations- och kommunikationssatsningar för beteendeförändringar	53
4.1.6	Styrmedel för ökad kunskap och kontroll över farliga ämnen vid materialåtervinning	55
4.2	Nya styrmedel	55
4.2.1	Vägledning om att kommunen ska samla in plastavfall (ej förpackningar) av god kvalitet för materialåtervinning.	55
4.2.2	Krav på godkänt insamlingssystem för insamling av tidningar och förpackningar	56
4.2.3	Överenskommelse för insamling i materialströmmar	57
4.2.4	Krav på att verksamheter ska upprätta avfallshanteringsplaner	57
4.2.5	Initiera utveckling av mål för landsting och branscher	58
4.3	Ytterligare styrmedel som kan behövas	58
4.3.1	Ansvaret för tillsyn av förpackningars utformning läggs på nationell myndighet	58
4.3.2	Styrmedel för att motverka användningen av farliga ämnen som försvårar materialåtervinning	58
4.3.3	Skatt på förbränning av avfall	60
4.3.4	Reparationsavdrag	64
<b>5</b>	<b>SAMHÄLLSEKONOMISKA KONSEKVENSER AV FÖRESLAGNA ÅTGÄRDER OCH STYRMEDEL</b>	<b>66</b>
5.1	Kostnader för åtgärder	66
5.1.1	Möjlighet att lämna produkter och avfall till återanvändning	66
5.1.2	Lättillgängliga insamlingssystem för förpackningar	67
5.1.3	Möjlighet att lämna grovavfall av plast till materialåtervinning	68

5.1.4	Insamling i materialströmmar	68
5.1.5	Ökad insamling av förpackningar och returpapper från verksamheter	69
5.2	Transaktionskostnader	70
5.2.1	Inledning	70
5.2.2	Ändring i eller ökad tillämpning av befintliga styrmedel	71
5.2.3	Nya styrmedel	74
5.3	Uppföljningskostnader	76
5.4	Nytta	76
5.4.1	Metoder för värdering av miljöskadestnader	77
5.4.2	Ökad möjlighet att lämna produkter för återanvändning samt förberedelse för återanvändning	78
5.4.3	Lättillgängliga insamlingssystem för hushållsavfall	81
5.4.4	Möjlighet att lämna grovavfall av plast till materialåtervinning	82
5.4.5	Insamling i materialströmmar	83
5.4.6	Ökad insamling av förpackningar och returpapper från verksamheter	84
5.4.7	Kostnadseffektiv reduktion av växthusgaser	85
5.5	Sammanfattning	87
5.6	Fördelningseffekter	87
5.7	Övriga konsekvenser	89
5.8	Osäkerheter	90
<b>6</b>	<b>KÄLLFÖRTECKNING</b>	<b>92</b>
<b>BILAGA 1</b>		<b>96</b>
	Ersättning för insamlat material	96
<b>BILAGA 2</b>		<b>97</b>
	Värdering av tid för källsortering	97

# Sammanfattning

Syftet med analysen är att identifiera åtgärder som kan bidra till att det föreslagna etappmålet nås samt att identifiera och analysera styrmedel som leder till att identifierade åtgärder blir genomförda. Åtgärderna har analyserats utifrån ett kostnadseffektivitetsperspektiv. Slutligen har konsekvenser av förslagen analyserats.

Den största nyttan med att öka återanvändningen och materialåtervinningen utgörs av att användningen av nyråvara minskar och vid återanvändning minskar även produktionen av nya produkter. Om materialåtervinningen ökar så minskar även förbränningen vilket bidrar till minskade utsläpp av koldioxid.

Naturvårdsverket föreslår följande etappmål:

År 2020 tas materialet i avfallet från hushåll och verksamheter till vara så långt som möjligt samtidigt som påverkan på och risker för hälsa och miljö minimeras.

- Minst 60 procent av avfallet från hushåll och motsvarande avfall från verksamheter förbereds för återanvändning eller materialåtervinns.

- Det är enkelt för hushåll och verksamheter att lämna produkter till återanvändning och avfall till förberedelse för återanvändning.

- Landsting och branscher med en betydande potential att bättre ta vara på materialet i avfallet har tagit fram branschspecifika avfallsmål.

De åtgärder som föreslås för att nå målet att minst 60 procent av avfall från hushåll och motsvarande avfall från verksamheter förbereds för återanvändning och materialåtervinns är:

- Möjlighet att lämna produkter och avfall till återanvändning
- Lättillgängliga insamlingssystem för förpackningar
- Möjlighet att lämna grovavfall av plast till materialåtervinning
- Insamling i materialströmmar (metall och plast)
- Ökad insamling av förpackningar och tidningar från verksamheter

Om alla fem åtgärderna genomförs kan förberedelse för återanvändning och materiaåtervinning öka till 63 procent. Om inga ytterligare åtgärder görs (referensalternativ 2011) beräknas återvinning och återanvändning uppgå till ca 57 procent år 2020. Ökningen förklaras främst av följande antaganden:

- den biologiska behandlingen antas öka kraftigt (60 procent återvinns år 2020),

- det föreslagna etappmålet för textil att 40 procent av textilierna återanvänds och 25 procent materialåtervinns uppnås.

I en jämförelse mellan de olika åtgärderna är insamling i materialströmmar, insamling från verksamheter och lättillgängliga insamlingsystem de åtgärderna med lägst kostnad per ton återvunnen mängd. De dyraste åtgärderna per ton är återanvändning på återvinningscentral och insamling och återvinning av plast som inte är förpackningar. Den totala åtgärdskostnaden beräknas uppgå till ca 560 miljoner kronor per år.

För att nödvändiga åtgärder ska komma till stånd föreslås olika styrmedel. Några innebär att befintliga styrmedel kompletteras men även helt nya styrmedel föreslås.

- Förtydligande av att kommunen kan arbeta med förberedelse för återanvändning
- Utveckling av kommunal avfallsplanering och fysisk planering
- Höja återvinningsmålen i förordningarna om producentansvar för förpackningar och returpapper
- Styrmedel för ökad kunskap och kontroll över farliga ämnen vid materialåtervinning
- Vägledning om att kommunen ska samla in plastavfall (ej förpackningar) av god kvalitet för materialåtervinning
- Krav på godkänt insamlingsystem för insamling av tidningar och förpackningar
- Överenskommelse för insamling i materialströmmar.
- Krav på att verksamheter ska upprätta avfallshanteringsplaner
- Initiera utvecklingen av mål för landsting och branscher

Utöver detta resoneras kring behov av ytterligare styrmedel på längre sikt samt att styrmedlen kompletteras med informations- och kommunikationssatsningar.

Införandet av nya och befintliga styrmedel innebär transaktionskostnader för stat, kommun, länsstyrelser, verksamheter och hushåll. De totala transaktionskostnaderna beräknas uppgå till ca 83 miljoner kronor per år.

Den samhällsekonomiska nyttan av att öka återanvändningen och återvinningen består i den miljöpåverkan som kan undvikas. Dessa är t.ex. minskade växthusgasutsläpp, minskad försurning, minskad övergödning, minskade utsläpp av NO<sub>x</sub>, samt minskad bildning av fotoxidanter. I denna rapport har endast utsläppen av växthusgaser kunnat beräknas kvantitativt. Om målet på 60 procent uppnås innebär det att växthusgasutsläppen kan minska med ca 370 000 ton per år vilket innebär en miljövinst på mellan 400 miljoner kronor till 1,1 miljard kronor.

Beroende på vilken värderingsmetod som används för att monetarisera minskade utsläpp kan det antingen bli en samhällsekonomisk kostnad (240 miljoner kronor



per år) eller en samhällsekonomisk vinst (460 miljoner kronor per år). Om miljönyttan för övriga utsläpp hade kunnat beräknas kvantitativt hade den samhällsekonomiska nyttan blivit högre.

# 1 Inledning

Syftet med analysen i denna rapport är att ge underlag till det etappmål om återvinning och återanvändning som Naturvårdsverket fått i uppdrag att ta fram. För mer detaljer om uppdraget hänvisas till huvudskrivelsen.

Analysen syftar till att identifiera åtgärder och styrmedel som kan bidra till att öka mängderna hushållsavfall som går till återvinning och återanvändning. Den samhällsekonomiska analysen syftar till att dels beskriva potentiella åtgärder dels diskutera hur långt man når med dessa åtgärder och hur en kostnadseffektiv åtgärds kombination skulle kunna se ut. Underlaget syftar vidare till att bedöma befintliga styrmedel samt potentiella nya styrmedel baserat på b.la. måluppfyllelse, kostnadseffektivitet och fördelningseffekter. Utifrån en sådan bedömning väljs ett antal styrmedel ut som bedöms kunna styra effektivt mot nödvändiga åtgärder. Den avslutande delen bedömer de positiva och negativa konsekvenserna som följer av förslagen.

I rapporten har vi använt oss av följande definitioner:

- *Åtgärd* är en fysisk eller beteendemässig förändring som kan genomföras av privatpersoner, företag eller offentlig sektor där syftet är att nå ett mål inom miljöområdet. Denna definition är bred och innefattar inte bara sådant som benämns som åtgärder utan också att ta fram projekt, program, planer, strategier, mål eller prioriteringar kopplade till mål inom miljöområdet.
- *Styrmedel* är statens verktyg för att få åtgärder genomförda, som t.ex. lagar, regler, information, skatter, avgifter, pantsystem eller bidrag och stöd.
- *Återanvändning* är en avfallsförebyggande åtgärd och innebär att innehavaren av en produkt (eller komponenter) inte har ett kvittblivningssyfte, utan kan tänka sig att överlåta produkten till någon annan som kan använda den igen för att fylla samma funktion som den ursprungligen var avsedd för.
- *Förberedelse för återanvändning* är till skillnad från återanvändning en avfallshantering och avser produkter (eller komponenter) som blivit avfall genom att innehavaren har ett kvittblivningssyfte. Det kan gälla avfall som lämnas till återvinningscentraler, men som genom kontroll, sortering eller rengöring gör att produkten som varit avfall kan återanvändas.
- *Materialåtervinning*: 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 inte

heller upparbetning till material som ska användas som bränsle eller fyllmaterial.

## 1.1 Referensalternativ

Ett referensalternativ visar utvecklingen avseende mängden avfall som återvinns eller återanvänds om inga ytterligare åtgärder eller styrmedel införs. I referensalternativet ingår mål som redan beslutats om när denna studie genomförs eller som ingår i övriga etappmålsförslag.

Avfallsmängderna antas öka med 1,85 procent från år 2011 till år 2020. Det baseras på den historiska utvecklingen för hushållsavfall under perioden 1987 – 2011. För tidningspapper antas dock en minskning med 2 procent per år i och med att den strukturella förändringen mot mindre tidningsläsande i pappersformat antas fortsätta och därigenom generera mindre mängd tidningspappersavfall. För matavfall antas att man uppfyller det befintliga målet att minst 50 procent av matavfallet från hushåll, storkök, butiker och restauranger skall sorteras ut och behandlas biologiskt senast år 2018. För matavfall antas även att man förebygger uppkomsten av 20 procent matavfall, räknat på 2010 års uppkomna mängder. (Profu 2013)

För textil har antagits att textilmålet nås, dvs att 40 procent av alla textilier som sätts på marknaden återanvänds och att 25 procent av alla textilier som sätts på marknaden materialåtervinns.

Sammantaget ger dessa antaganden i Profu (2013) att de verkligt återvunna avfallsmängderna ökar från 45 procent år 2011 till 53 procent år 2020.

## 1.2 Avgränsningar

En avgränsning är att uppdraget ska utgå från artikel 11 punkt 2 i avfallsdirektivet:

”Senast 2020: Förberedandet för återanvändning och materialåtervinning av avfallsmaterial, som ska omfatta åtminstone papper, metall, plast och glas från hushåll och, eventuellt, samma material från andra källor förutsatt att dessa avfallsflöden liknar avfall från hushåll, ska öka till totalt minst 50 viktprocent.”

Förutom papper, metall, plast och glas kan andra avfallsmaterial omfattas av målet, t.ex. mat-, textil- och träavfall. Avfallet ska likna avfall från hushåll. Målet kan därför inte omfatta produktionsavfall från industrin.

Målet omfattar både förberedelse för återanvändning och materialåtervinning.

Miljönyttan är endast beräknad på reducerade växthusgasutsläpp. Övriga miljönyttor nämns endast men i brist på tid och underlag har dessa inte kvantifierats och värderats.

Samtliga konsekvenser har inte kunnat kostnads sättas. I dessa fall resoneras kvalitativt kring dessa konsekvenser.

## 1.3 Mål

Naturvårdsverket föreslår följande etappmål:

### **Etappmål för förberedelse för återanvändning och materialåtervinning av avfall**

År 2020 tas materialet i avfallet från hushåll och verksamheter till vara så långt som möjligt samtidigt som påverkan på och risker för hälsa och miljö minimeras.

- Minst 60 procent av avfallet från hushåll och motsvarande avfall från verksamheter förbereds för återanvändning eller materialåtervinns.
- Det är enkelt för hushåll och verksamheter att lämna produkter till återanvändning och avfall till förberedelse för återanvändning.
- Landsting och branscher med en betydande potential att bättre ta vara på materialet i avfallet har tagit fram branschspecifika avfallsmål.

## 1.4 Problembeskrivning

Det finns en betydande potential att minska miljöpåverkan genom att utnyttja resurserna i avfallet bättre (Naturvårdsverket, 2012a). Det kan ske genom ökad återanvändning och materialåtervinning av avfall. Senare år har materialåtervinningen minskat något, vilket delvis kan förklaras av brister i insamlingsystem och oklara ansvarsförhållanden. Däremot märks ett ökat intresse för återanvändning.

### **Återanvändning**

I ett resursperspektiv är det nästan alltid gynnsamt att återanvända alla typer av produkter. Den största miljövinsten med återanvändning består i att produktion av nya produkter undviks eller senareläggs. Därmed minskar utsläppen från utvinning och produktion. Miljövinsten med återanvändning varierar mellan olika produkter. Textil och elektronik är bland de produktgrupper som ger de största miljövinsterna.

Marknaden för begagnade varor ökar för varje år. I dag är det självklart för många hushåll att sälja eller skänka inte bara begagnade bilar utan även andra prylar som möbler, leksaker och kläder, istället för att kasta det som avfall. Det finns många privata aktörer som arbetar med återanvändning via internet; exempelvis Blocket.se, Tradera.se, E-bay.com, Beg.se, Recycla.se, Byggigen.se, Smartsell.se och Terracycle.se. Därutöver finns det pantbanker, antikvariat, auktionsverk,

loppmarknader, butiker för begagnade byggmaterial och second handbutiker som säljer begagnade varor på plats.

Men fortfarande slängs många saker som skulle kunna återanvändas. En del saker är i så bra skick att de kan återanvändas direkt, medan andra behöver målas om eller reparerats lite innan de säljs vidare. En anledning till att prylarna slängs är att det kan vara omständligt och tidskrävande för hushåll att hitta aktörer som vill ta emot deras avfall, förbereda det för återanvändning och sälja det vidare. Ibland beror det även på att hushållen inte känner till att det som de själva tycker är avfall kan ha ett värde på en andrahandsmarknad (Naturvårdsverket, 2012b).

## Materialåtervinning

Miljövinsten med materialåtervinning är främst att mindre nytt material behövs vid tillverkning av produkter. Miljöpåverkan från utvinning och produktion minskar. Flera studier visar att materialåtervinning i ett livscykelperspektiv i de flesta fall är bättre för miljön jämfört med förbränning. Trots väl utbyggd källsortering och materialåtervinning finns det fortfarande en betydande potential att öka materialåtervinningen ytterligare i Sverige. Det gäller främst papper och plastavfall, men även metall (Ambell, *et. al.*, 2010).

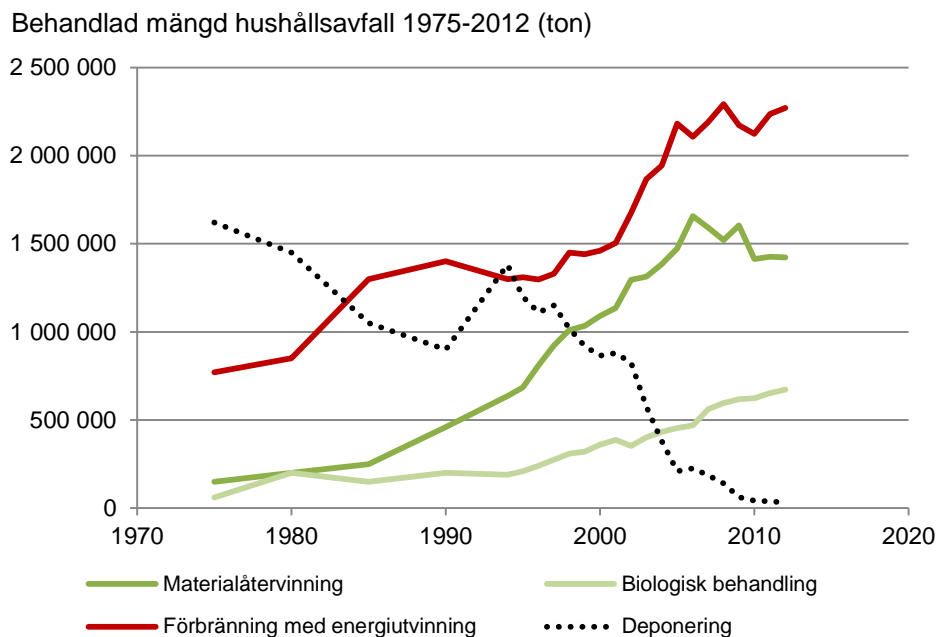
Materialåtervinning av ett ton plast minskar exempelvis utsläppen av växthusgaser med i genomsnitt 2,4 ton koldioxidekvivalenter<sup>1</sup> jämfört med avfallsförbränning. Idag förbränns 321 000 ton plastavfall per år (Fråne, *et. al.*, 2012). Om hälften av detta avfall istället skulle materialåtervinnas skulle utsläppen minska med cirka 380 000 ton koldioxidekvivalenter, vilket motsvarar 0,6 procent av Sverige samlade utsläpp<sup>2</sup>. Men all plast lämpar sig inte för materialåtervinning, bland annat finns det en risk för återcirkulering av farliga ämnen i produkter tillverkade av återvunnen plast.

Sedan mitten av 2000-talet har mängderna materialåtervunnet hushållsavfall minskat (figur 1), det gäller bland annat materialåtervinningen av förpackningar. Insamlingen och behandling av källsorterat matavfall har däremot ökat. Nära 60 procent av landets kommuner samlar idag in källsorterat matavfall och ytterligare ett 70-tal kommuner har planer på att införa detta system. (Avfall Sverige, 2012)

---

<sup>1</sup> Effekten varierar mellan 2,1 och 2,6 ton CO<sub>2</sub>-ekv per ton utsorterad plast beroende på platsort och om den minskade mängden avfall till förbränning ersätts av importerat avfall eller inte (Profu 2013).

<sup>2</sup> Sverige släppte ut 61,5 miljoner ton växthusgaser år 2011



Figur 1. Utvecklingen av behandlat hushållsavfall mellan 1975 till 2012. Källa: Avfall Sverige, 2012.

Plockanalyser av säck- och kärlavfallet visar att det finns potential att öka materialåtervinningen. En undersökning från Avfall Sverige visar att omkring 60 procent av det som läggs i hushållens soppåse skulle kunna materialåtervinnas. I hushåll utan utsortering av matavfall är siffran nästan 80 procent. Omkring 30 procent av innehållet i soppåsen från ett villahushåll består av förpackningar och tidningar. Uppskattningsvis hamnar ca 12 000 ton elavfall i hushållssopporna som skulle kunna samlas in och materialåtervinnas (Avfall Sverige, 2008).

## Varför återanvänder och återvinner vi inte mer?

Avfallsutredningen (SOU, 2012) har bland annat identifierat följande brister i dagens system för avfallsinsamling:

- Alla avfallsmål nås inte
- Avfallet behandlas för långt ner i avfallshierarkin
- Avfallssystemen är inte tillräckligt enkla och tydliga
- Ansvarsfördelningen mellan olika aktörer är oklar

En slutsats i Avfallsutredningen (SOU, 2012) är att det finns en stor efterfrågan på avfall, eller s.k. sekundäråvåror för materialåtervinning och att det finns ett utrymme att öka materialåtervinningen. Bedömningen är att det finns en överkapacitet på materialåtervinning.

Men det finns brister i hushållens system för insamling av tidningar och förpackningar, men även för annat avfall som kan materialåtervinnas som gör att hushållens återvinning inte ökar eller tom minskar. För tidningar och förpackningar

handlar det bland annat om att det kan vara långa avstånd till insamlingsplatserna, och att behållarna ibland är fulla och platserna nedskräpade. Det finns även brister i grovavfallsinsamlingen med långa avstånd till återvinningscentralerna och begränsade öppettider. I en opinionsundersökning från 2013 uppgav 16 procent av de tillfrågade att de tyckte att sortering och insamling av grovavfall fungerade dåligt eller mycket dåligt. För förpackningar var motsvarande siffra 8-11 procent beroende på förpackningsslag (Avfall Sverige och FTI, 2013).

För företagen finns det speciella mottagningspunkter där de kan lämna sina förpackningar. Tyvärr utnyttjas dessa i princip inte alls. Istället förekommer det att företag använder återvinningsstationerna som är avsedda för hushållens förpackningar. Eller så slängs förpackningarna i det brännbara avfallet i hushållsavfallet som går till förbränning. Större företag har normalt ett separat abonnemang för sitt avfall där hämtning av exempelvis wellpapp ingår.

En förklaring till varför det saknas tillräckligt med platser för insamling av avfall är att avfallsfrågorna inte alltid beaktas i tillräcklig utsträckning i den fysiska planeringen.

Metall samlas in vid alla återvinningscentraler, men det är bara vissa kommuner som tar emot plast, gips och glas för materialåtervinning, och någon enstaka för textil. Här sker dock en viss utbyggnad.

Insamlingsnivån för elavfall är hög. Ändå slängs en del elavfall felaktigt i hushållssoporna eller i förpackningsinsamlingen. En förklaring till att elavfallet hamnar fel är brister i tillgänglighet. Upplagringen av gamla elprodukter (som mobiltelefoner) är också ett problem. Genom att lämna in dessa till återvinning skulle uttaget av nya råvaror kunna minskas och energi sparas.

Några andra orsaker till varför materialåtervinningen inte är högre (Naturvårdsverket, 2012b):

- Begränsade utrymmen för källsortering i bostäder och fastigheter.
- Förpackningar och produkter är inte utformade för materialåtervinning.
- Det finns en överkapacitet på förbränning av avfall i Sverige. Låga mottagningsavgifter på avfall till förbränning minskar incitamenten för att sortera ut avfall till materialåtervinning. Det är billigare att inte källsortera.
- Hushållen har för lite kunskap och brist på tid för att prioritera källsortering.

## 2 Analys av åtgärder

Syftet med detta kapitel är att beskriva de *möjliga* åtgärder som kan bidra till att det föreslagna etappmålet uppfylls. Det innebär inte att det är just dessa åtgärder som kommer att genomföras utan vilka åtgärder som i slutändan genomförs styrs av de styrmedel som beslutas om. Ambitionsnivån i arbetet med etappmålen bygger på att etappmålen tydligt behöver underbyggas varför följande analys illustrerar hur långt vi kan nå och vilken den samhällsekonomiska kostnaden är.

De effekter, i form av återvunna mängder och minskade utsläpp av koldioxidekvivalenter, samt kostnader som redovisas nedan bygger till stor del på den underlagsrapport som har tagits fram av Profu som en del i arbetet med etappmålet (Profu, 2013). Genom att effekter och kostnader har beräknats för åtgärderna är det möjligt att se om den uppsatta målnivån på 60 procent är möjlig att nå, vad den totala kostnaden för att nå målet uppskattas till samt vilka åtgärder som är mest kostnadseffektiva och bör genomföras först. Det måste dock markeras att det finns osäkerheter i beräkningarna, samt att kostnaderna nedan visar genomsnittliga kostnader vilket innebär att variationen i kostnader för en åtgärd kan vara stor beroende på var den genomförs.

Beskrivning av metodik för åtgärderna nedan har i Profus underlagsrapport (2013) analyserats ur ett systemperspektiv vilket innebär att de olika delarna i avfallssystemet och deras inbördes relationer ingår, liksom utomliggande faktorer som har koppling till avfallssystemet t.ex. energi- och transportsystem. Nedan redovisas kort hur analysen har genomförts och vilka antagen som ligger bakom analysen. För en utförligare beskrivning av de modeller som använts och antaganden vid modelleringen se Profu (2013).

Kostnader och effekter på avfallsmängder, energiproduktion och växthusgasutsläpp har modellerats av Profu i en modell för avfallshantering som har kopplats till en modell för fjärrvärmesystemet<sup>3</sup>. I modelleringen av återvinning inkluderas alla steg från insamling och transport till behandlingsanläggningar tills det uppnår en kvalitet som gör att det kan ersätta motsvarande material producerat av nyråvaror. För återanvändning har konsekvenser från inlämning av produkter till att dessa ersätter nyproduktion av motsvarande produkt inkluderats. Även de rejeckt mängder som uppstår på olika ställen i denna kedja inkluderats i analysen. I Naturvårdsverkets analys har det i den mån det har varit möjligt och motiverat även inkluderat konsekvenser för avfallslämnarna.

---

<sup>3</sup> I begreppet fjärrvärmesystem ingår även elproduktionen från de kraftvärmelanläggningar som är kopplade till fjärrvärmesystemet.



Två olika scenarier vad gäller den lediga kapaciteten i förbränningsanläggningarna till följd av minskad förbränning har analyserats för respektive åtgärd. I ett kort perspektiv är huvudalternativet att denna lediga kapacitet ersätts med importerat avfall. I det andra, mer långsiktiga, scenariot antas att kapaciteten i förbränningsanläggningarna anpassas till lägre avfallsmängder. Det innebär att när äldre förbränningsanläggningar fasas ut ersätts dessa inte av nya. Nedan redovisas båda scenarier; med import av avfall samt utan import av avfall.

För import av avfall antas att förutom den idag dominerande importen av avfall från Norge till 2020 kompletteras med framförallt import av försorterat avfall från Storbritannien och Irland. Försorteringen innebär att det framförallt är papper, trä och plast som importeras. Då påverkan på växthusgasutsläpp modelleras tas hänsyn till att importen innebär att deponering undviks i avsändarlandet. I fallet där import av avfall ersätter det utsorterade materialet i Sverige är det viktigt att notera att el- och värmeproduktionen i Sverige antingen kan öka eller minska beroende på vad det är som sorteras ut i Sverige och vilken sammansättning och egenskaper det importerade avfallet har. En minskad/ökad värmeproduktion från avfallsförbränning medför att övriga anläggningar i fjärrvärmesystemet måste öka/minska sin produktion. För att beräkna effekter av detta har en genomsnittlig marginalvärmeproduktion använts. Förändringar i elproduktionen har värderats enligt metoden långsiktig marginalet (en långsiktig förändring av elanvändning och elproduktion).

## 2.1 Åtgärder för ökad återanvändning och förberedelse för återanvändning

Genom att produkter kommer till användning istället för att slängas som grovavfall kan betydande miljövinster uppstå i samhället. Den största miljövinsten uppstår till följd av att en återanvänd vara antas ersätta eller senarelägga produktionen av en ny vara och miljövinsten är därmed den miljöpåverkan som undviks/senareläggs eftersom den nya varan aldrig behöver produceras. Enligt WSP (2012) är det återanvändning av små elprodukter samt textil som ger de absolut största miljövinsterna i form av minskade utsläpp av växthusgaser uttryckt i ton CO<sub>2</sub>-ekv./ton återanvänd produkt. Nedan ges förslag på hur möjligheten att lämna produkter för återanvändning kan utökas. Det är även viktigt att det finns bra platser där de insamlade produkterna kan säljas vidare, i t.ex. affärer och köpcentrum. Detta utreds dock inte vidare inom detta uppdrag.

### 2.1.1 Möjlighet att lämna produkter och avfall till återanvändning

En åtgärd för att öka återanvändningen av produkter är att det på återvinningscentralerna runt om i landet ska vara möjligt att lämna produkter som är hela och rena, eller endast kräver mindre reparationer, för att de ska kunna återanvändas. Hur möjligheten att lämna produkter för återanvändning ser ut kan skilja sig åt från olika återvinningscentraler. Enligt Avfall Sverige finns det tre olika ambitionsnivåer för hur man kan arbeta med återanvändning på

återvinningscentralerna (Avfall Sverige, 2012). Det enklaste alternativet är att det finns ett obemannat utrymme, ex en container, där besökarna kan lämna produkter för återanvändning. Nästa steg är att ha en bemannad mottagningsstation. Fördelen med en bemannad mottagningsstation är att det sker en kontroll av de produkter som lämnas och onödig avfallshantering undviks på så sätt. Det tredje och mest omfattande alternativet för att arbeta med återanvändning och även förberedelse för återanvändning på återvinningscentraler är att förutom att ha en bemannad mottagningsstation även ha enklare reparation samt försäljning av inlämnade produkter på området.

Det är redan idag möjligt att på flera håll i landet lämna saker för återanvändning i samband med besöket på återvinningscentralerna. Så kallade kretsloppsparkar, där man arbetar mer omfattande med återanvändning finns redan i några kommuner i landet (t.ex. Göteborg, Sundsvall och Härnösand). Andra ställen där man arbetar aktivt med återanvändning på återvinningscentralerna är t ex Huskvarna, Örebro, Malmö, Umeå. Det finns dock i dagsläget ingen fullständig statistik över i vilken omfattning det är möjligt att lämna produkter för återanvändning på återvinningscentralerna runt om i landet. Enligt Avfall Sverige (2013a) rapporterar ungefär 30 procent av kommunerna i Avfall Web att det på återvinningscentralerna finns mottagning för återanvändning. På grund av hur man definierar mottagning för återanvändning kan det vara så att dessa siffror är underskattade. En annan bedömning från en arbetsgrupp inom Avfall Sverige är att det på minst 50 procent av återvinningscentralerna redan idag finns möjlighet att lämna produkter för återanvändning. Sannolikt är det möjligt att lämna kläder för återanvändning på ännu fler återvinningscentraler.

Statistiken över vilka mängder det är som går till återanvändning och vilken typ av produkter det handlar om är ännu mer begränsad. Det är endast vid kretsloppsparken Alelyckan i Göteborg det har genomförts mer omfattande mätningar och analyser av hur mycket och vad som går till återanvändning. Inom detta uppdrag har Naturvårdsverket även samlat in visst underlag från Jönköpings kommun.

Som nämndes ovan sker det redan insamling av produkter för framförallt återanvändning på många återvinningscentraler. I beräkningarna av effekt finns det inte underlag att beräkna mängderna som går till återanvändning/återvinning pga av åtgärden eftersom det inte finns tillräcklig med underlag för hur mycket som samlas in idag. Beräkningarna nedan baseras därför på totala mängder. Eftersom det även finns olika ambitionsnivåer på åtgärden redovisas fortsättningsvis två exempel parallellt (nedan kallat kretsloppspark respektive prylbod) för att se vilka totala kostnader och effekter dessa förväntas medföra.

#### 2.1.1.1      EFFEKT

Enligt en studie som har gjorts av IVL om kretsloppsparken i Göteborg så lämnades totalt 494 ton/år för återanvändning. Av detta återanvändes nästan 360

ton<sup>4</sup>, det innebär att den totala mängden grovavfall på Alelyckan minskade med 5,6 procent (IVL, 2011). I Profu (2013) har denna siffra skalats upp på nationell nivå för 2020, mängden avfall som återanvänds blir då 83 304 ton/år<sup>5</sup>. Att använda siffrorna från Alelyckan och skala upp på nationell nivå innebär att återanvändning genom denna åtgärd kan vara överskattad av flera anledningar. Dels för att hushåll i Göteborgsområdet som vill lämna produkter för återanvändning kan väntas ta ett aktivt val att åka till Alelyckan framför andra återvinningscentraler i området. Det medför att mängden produkter som lämnas för återanvändning är större än vad den skulle vara om det gick att lämna för återanvändning även på de andra återvinningscentralerna i Göteborgstrakten. Att anta att alla återvinningscentraler kan arbeta med återanvändning i samma omfattning som Alelyckan som ligger i Sveriges näst största stad är inte heller rimligt.

I Jönköpings kommun är det sedan i maj 2013 möjligt att lämna saker för återanvändning i prylboden som finns på fyra återvinningscentraler i kommunen (Karlsson, Håkan, 2013). Kommunen har sedan avtal med fem olika hjälporganisationer som på ett rullande schema får ta emot det som lämnas. Prylbodarna bemannas av personer från arbetsmarknadsprojekt. Under tiden maj – sep 2013 uppskattas mängden produkter som gick till återanvändning till 90 ton. Då denna siffra räknas upp på nationell nivå för 2020 blir den totala mängden återanvänt material ca 13 500 ton<sup>6</sup>. Detta är en betydligt mindre mängd jämfört med uppräknigen från Alelyckan. Med tanke på att verksamheten i Jönköpings kommun är relativt ny är denna siffra troligen underskattad, när det blir ännu mer välkänt att det är möjligt att lämna saker för återanvändning på återvinningscentralerna kan det tänkas att dessa mängder kommer att öka.

Beroende på hur arbetet med återanvändning sker kan produkterna som återanvänds skilja sig åt till viss del. I exemplet med prylbod är det sannolikt mest möbler, textil och husgeråd och mindre elektronikprodukter som återanvänds. Medan återanvändningen vid en kretsloppspark även kan inkludera byggvaruprodukter (t.ex. dörrar, fönster, takpannor) större metallprodukter (t.ex. cyklar och badkar) samt stora elprodukter (t.ex. kylskåp, frysar och diskmaskiner).

#### 2.1.1.2 KOSTNADER OCH INTÄKTER

Vi har här valt att endast räkna med de kostnadsförändringar som uppstår i och med att produkter lämnas för återanvändning på återvinningscentralerna. Kostnader som tex. hjälporganisationer har för att i nästa led ta emot dessa produkter samt

---

<sup>4</sup> De stora produktgrupperna är textil (24%), möbler (23%), byggvaruprodukter övriga (12%), byggvaruprodukter trä (11%), metallprodukter (11%) och småelektronik (7%)

<sup>5</sup> Denna siffra inkluderar inte textil som går till återanvändning eftersom det ligger med i grundscenariot.

<sup>6</sup> Den insamlade mängden har räknats upp till helår genom en faktor 1,32 (IVL, 2011). Antalet invånare som har möjlighet att lämna är 101 520 vilket ger en insamlad mängd på 1,2 kg/person. Med en antagen folkmängd på 10,2 miljoner år 2020 (SCB, 2012) och en uppräknig av avfallsmängderna med 1,85 % per år har total mängd 2020 räknats fram (Profu, 2013).

sälja dem vidare är därmed inte inkluderade. Därför har vi inte heller räknat med den intäkt en försäljning av dessa produkter ger oavsett om försäljningen sker inom eller utanför återvinningscentralerna<sup>7</sup>.

Alelyckans kretsloppspark i Göteborg krävde en investering på 40 miljoner och kostar ca 3 miljoner per år att driva, där de största kostnaderna går till löner och lokalhyra. Det ger en årlig kostnad på 5 miljoner kr<sup>8</sup> för kretsloppsparken Alelyckan i Göteborg (IVL, 2011). Det ska dock markeras att detta är kostnaden för hela kretsloppsparken där arbetet med återanvändning endast är en liten del. Vid kontakt med Alelyckan uppges att arbetet med återanvändning upptar ca 20 procent av de totala kostnaderna.

I Jönköping består kostnaderna av investering i bodar, en liten lastbil, personalkostnader<sup>9</sup> samt driftskostnader för lastbilen. Kostnaderna för Jönköpings kommun redovisas i tabell X nedan.

Tabell 1. Kostnader för arbete med återanvändning via ÅVC, Jönköpings kommun

	Investeringskostnad (kr)	Driftskostnad (kr/år)	Årlig kostnad
Bodar <sup>10</sup>	140 000		17 261
Lastbil <sup>9</sup>	160 000	42 000	50 083
Lönekostnad <sup>11</sup>			331 238
Totalt	300 000		398 581

(Källa: Karlsson, Håkan, 2013)

I tabellen nedan redovisas de kostnadsförändringar som uppstår inom energisystemet till följd av ökad återanvändning och därmed minskade mängder som går till förbränning. Dessa kostnadsförändringar beror på vilka mängder och vilka produkter det är som återanvänds. Det har dock bortsetts från detta här och kostnaderna från Profu (2013) som gäller för kretsloppsparkar har även använts för prylbodas.

<sup>7</sup> För en vidare diskussion om denna intäkt se avsnitt 5.4.2

<sup>8</sup> Investeringen antas ha en livslängd på 40 år och en ränta på 4% har använts.

<sup>9</sup> 2,5 heltidstjänster som utgörs av personer från arbetsmarknadsprojekt

<sup>10</sup> En livslängd på 30 år antas och en ränta på 4 % används

<sup>11</sup> En ersättning på 363 kr/dag har antagits för personer i arbetsmarknadsprojekt (Försäkringskassan, 2013)

Tabell 2. Kostnadsförändringar inom energisystemet vid återanvändning (kr/ton ökad mängd till återanvändning)

	Med import (kr/ton)	Utan import (kr/ton)
Förbränning, undviken kostnad	-30	-700
Alt. fjärrvärmeproduktion	240	610
EI, förbränning, minskad intäkt	70	170
Övriga förändringar <sup>1</sup>	-30	-70
Mottagningsavgift	-300	0
<b>Totalt</b>	<b>-50</b>	<b>10</b>

<sup>1</sup>Posten utgörs framförallt av förändrade kostnader för hantering av aska och slagg från förbränning, även kostnader för ändrade transporter ingår.  
Källa: Profu (2013)

I tabell 3 nedan redovisas de totala kostnaderna till följd av arbetet med återanvändning i de två exempel som används.

Tabell 3. Totala kostnader för återanvändning (mnkr/år)

	Kretsloppspark		Prylbod	
	Med import (mnkr/år)	Utan import (mnkr/år)	Med import (mnkr/år)	Utan import (mnkr/år)
Driftskostnad (inkl. kapitalkostnader för inv.)	241	241	46	46
Nettokostnad mindre avfall till förbränning	-6	1	-1	0
<b>Totalt</b>	<b>235</b>	<b>242</b>	<b>45</b>	<b>46</b>

När den totala kostnaden fördelas på mängden återanvänt material blir de genomsnittliga åtgärdskostnaderna ca 14 500 kr/ton återanvända produkter för en kretsloppspark. Om kostnaden endast delas upp för det arbete som görs för återanvändning (ca 20 procent) uppgår kostnaden i stället till ca 2 800 kr/ ton respektive ca 3 300 kr/ton återanvända produkter för exemplet prylbod.

## 2.2 Åtgärder för ökad materialåtervinning

### 2.2.1 Lättillgängliga insamlingssystem för förpackningar

Genom att införa mer lättillgängliga insamlingssystem för förpackningar och tidningar från hushåll är det möjligt att samla in och därmed materialåtervinna större mängder än vad som görs idag. En studie gjord av Kretsloppskontoret i Göteborg visar att fastighetsnära insamling vid villor (fyrfackskärl) ger större insamlingsmängder för alla fraktioner än genomsnittet i Sverige. Fastighetsnära

insamling vid flerfamiljshus ger större insamlingsmängder för alla fraktioner förutom glas och plastförpackningar. (Göteborgs Stad Kretslopp, 2012)

Åtgärden innebär att det ska finnas system för att samla in förpackningar och tidningar närmare bostaden än vad det gör idag. Det är inte utrett hur denna åtgärd ser ut i detalj, servicen kan utökas på olika sätt och hur det görs kan skilja sig åt beroende på förutsättningarna. Som utgångspunkt för beräkningarna av mängden återvunnet material samt kostnader för denna åtgärd, har system för fastighetsnära insamling (FNI) använts. Detta innebär att hushållen sorterar förpackningarna i olika fraktioner utifrån förpackningsslag. En annan möjlighet är att samla in förpackningar och tidningar fastighetsnära i en blandad fraktion för eftersortering i en central anläggning. Fastighetsnära system där flera olika återvinningsbara material samlas in som en blandad fraktion finns i flera länder. En studie från 2009 om insamling av förpackningar och tidningar i blandad fraktion pekade ut behovet av bättre kunskap om kvaliteten och kvantiteten av material från centrala sorteringsanläggningar. (Avfall Sverige 2009) För att åtgärden lättillgängliga insamlingssystem för förpackningar ska nå sin fulla potential är det viktigt med återkommande och engagerande information till hushållen.

I tabell 4 nedan redovisas vilka insamlingsgrader som har antagits för 2020.

Tabell 4. Antagna insamlings- och rejektgrader (procent)

	Insamlingsgrad	Rejekt
Pappersförpackningar	95 %	10 %
Metallförpackningar	95 %	15 %
Plastförpackningar <sup>12</sup>	55 %	35 %
Glas	95 %	0,3 %
Returpapper	95 %	1,5 %

Det finns idag ca 4,6 miljoner hushåll i Sverige. Målet med denna åtgärd är att alla dessa hushåll, undantaget två procent som är bosatta i glesbyggnaden, ska ha möjlighet att lämna förpackningar och tidningar i närheten av sin bostad. Det uppskattas att 5 procent av hushållen i enfamiljshus samt 50 procent av hushållen i flerfamiljshus redan har fastighetsnära insamling av förpackningar och tidningar. (Profu, 2013)

I tabell 5 nedan redovisas nuvarande totala materialåtervinning av förpackningar och tidningar, ökade mängder förpackningar och tidningar som beräknas vara möjliga att materialåtervinna genom en ökad servicenivå för hushåll. I samma tabell redovisas även den totala materialåtervinningen 2020 när effekten av denna åtgärd är inkluderad.

<sup>12</sup> En lägre insamlingsgrad för plast har antagits här jämfört med i underlagsrapporten (Profu, 2013)

Tabell 5. Nuvarande återvinning, ökad återvinning till följd av åtgärden sam total materialåtervinning 2020 (ton)

	Total återvinning 2011 (ton) <sup>1</sup>	Total återvinning i referensscenario	Ökad återvinning gm åtgärden (ton) <sup>2</sup>	Total återvinning 2020 (ton) <sup>2</sup>
Metallförpackningar	30 730	36 242	2 683	38 925
Pappersförpackningar	381 129	449 491	17 210	466 701
Plastförpackningar	52 431	61 835	16 513	78 348
Glas	186 500	219 952	6 540	226 492
Returpapper	414 000	314 946	16 804	331 750
<b>Totalt</b>	<b>1 064 790</b>		<b>59 750</b>	<b>1 142 216</b>

<sup>1</sup> Källa: Profu (2013)

<sup>2</sup> Egna beräkningar baserat på Profu (2013)

Totalt beräknas den faktiska materialåtervinningen från hushållen kunna öka med nästan 60 000 ton genom en ökad servicenivå.

#### 2.2.1.1 KOSTNADER OCH INTÄKTER

Att utöka servicenivån för insamling av förpackningar och tidningar jämfört med dagens servicenivå medför vissa kostnadsökningar (t.ex. ökade insamlingskostnader), men samtidigt kan vissa kostnader t.ex. för återvinningsstationer minska.

De merkostnader som en ökad servicenivå medför beror framförallt på ökade insamlingskostnader på grund av fler hämtningsställen men även dyrare kärl, andra insamlingsfordon och större tidsåtgång för tömning av kärl medför ökade kostnader. Tack vare att hushållen sorterar mer förpackningar och tidningar genom FNI minskar restavfallet och därmed kostnaderna för att hämta detta. En ökad servicenivå medför även att behovet av återvinningsstationer försvinner vilket innebär att kostnaderna för containers, tömningar, personal etc. försvinner.

Enligt underlagsrapporten (Profu, 2013) är merkostnaden för att ersätta återvinningscentraler med fastighetsnära insamling 1 600 kr/ton ökad mängd insamlat material. I denna merkostnad är kostnadsförändringar för hanteringen från hushåll ända fram till återvinnare medräknade<sup>13</sup>. De största merkostnaderna uppstår vid insamlingen av materialet, där kärl, fordon och transporter blir dyrare vid en

<sup>13</sup> Kärl, insamlingsarbete för både producentansvarsmaterial och restavfall, insamlingsfordon, omlastning av material, minskade kostnader för ÅVS, etc. Inga intäkter för det insamlade materialet ingår här.

högre servicenivå jämfört med innan. Kostnaden är en sammanvägd uppskattning baserat på uppgifter som kontinuerligt samlats in av Profu. Det finns stora variationer i de olika kostnadsposterna som ingår i denna sammanvägda merkostnad. Baserat på lokala förutsättningar om kostnader och insamlade mängder utifrån boendeform (villa eller flerfamiljshus) och befolkningstäthet är det inte orimligt att merkostnaden kan varieras med +/- 50 procent.

En kostnad som inte är inkluderad i den uppskattade merkostnaden ovan är den tid som hushållen lägger på sortering och transport av avfall. Värdet av denna tid är inte prissatt på någon marknad, men eftersom kostnadsberäkningarna påverkas till stor del av hur värderingen av denna tid görs anser Naturvårdsverket det motiverat att ta med det här. För ett utförligare resonemang om värderingen av tid och motivering till de värden vi använder här se bilaga 2. Det antas att hushållen i genomsnitt lägger 0,07 timmar/kg sorterat material (förpackningar och tidningar) då även transport är inkluderat. Tar man bort tiden för transport blir tidsåtgången 0,026 timmar/kg sorterat material. (NMR, 2007) Vi räknar sedan med två olika värden för värderingen av tidsåtgången i monetära termer; 3 och 14 kr/timme. En ökad servicenivå förväntas medföra att fler hushåll börjar sortera och att hushåll som redan sorterar blir ännu bättre på att sortera. Detta medför ökad tid för sortering. Åtgärden innebär samtidigt att de som tidigare lämnade förpackningar och tidningar på återvinningsstationen nu måste lägga mindre tid på transport vilket innebär en tidsbesparing. För att uppskatta storleken på denna tidsbesparing måste vi först skilja ut hur stor andel av de totalt insamlade mängderna förpackningar och tidningar som kommer från återvinningsstationerna. Enligt ovan antas att 55 procent av hushållen redan har fastighetsnära insamling. Under antagandet att dessa hushåll i genomsnitt sorterar ut förpackningar och tidningar i samma utsträckning som de kommuner med fastighetsnära insamling som analyseras i Göteborgs Stad, Kretslopp (2012) sorterar dessa hushåll tillsammans ut ca 610 000 ton<sup>14</sup>. Enligt Avfall Sverige (2013b) samlades det in totalt ca 732 000 ton förpackningar och tidningar från hushållen under 2012. Dras 2 procent bort för de hushåll som inte ingår i den föreslagna åtgärden innebär det att resterande hushåll lämnade ca 110 000 ton för packningar och tidningar på återvinningsstationerna. Det är dessa hushåll som upplever en tidsbesparing vid en ökad servicenivå. Intervallen för värdet av de tidsbesparingar och ökad tidsåtgång som denna åtgärd förväntas medföra för hushållen presenteras i tabell 6.

Tabell 6. Värdet för tidsbesparing och ökad tidsåtgång för hushåll (mnkr/år)

	mnkr/år
Värdet för tidsbesparing	15 – 69
Värdet för ökad tidsåtgång	6 – 27

<sup>14</sup> Antaget att varje hushåll består av 2,1 personer



Detta innebär i det här fallet att värdet av den tidsbesparing som denna åtgärd förväntas medföra är större än värdet av kostnadsökningen till följd av ökad sortering. I den ökade tidsåtgången har vi inte räknat med någon tid för transport. Argumentet för detta är att åtgärden innebär att hushållen ska kunna lämna det sorterade avfallet närmare sin bostad, det antas därför att de transporter som görs för att enbart lämna avfall<sup>15</sup> försvinner helt och hållet.

Den ökade sorteringen genom en ökad servicenivå ger större intäkter i form av ersättning för materialet som går till återvinning än vad ett system med blandat avfall gör. Ersättningsnivåerna för de olika fraktionerna finns i bilaga 1. Den totala ersättningen för den ökade mängden material beräknas uppgå till 18 miljoner kr/år.

Då mer avfall samlas in och materialåtervinns innebär det att mängden avfall som går till förbränning minskar. Detta får en rad följd effekter för bland annat produktion av fjärrvärme och el (se avsnitt 2) som medför olika kostnadsförändringar. Dessa kostnadsförändringar redovisas i tabellen nedan. I den första kolumnen antas att den lediga kapaciteten i avfallsförbränningsanläggningarna fylls med importerat avfall (med import), i den andra kolumnen antas att alternativa energikällor används (utan import).

Tabell 7. Kostnadsförändringar inom energisystemet vid ökad servicenivå (kr/ton insamlad mängd)

	Med import (kr/ton)	Utan import (kr/ton)
Förbränning, undviken kostnad	-170	-1 260
Alt. fjärrvärmeprod.	660	1 260
El, förbränning, minskad intäkt	180	350
Övriga förändringar <sup>1</sup>	-50	-120
Mottagningsavgift	-300	0
<b>Totalt</b>	<b>320</b>	<b>230</b>

<sup>1</sup>Posten utgörs framförallt av förändrade kostnader för hantering av aska och slagg från förbränning, även kostnader för ändrade transporter ingår.  
Källa: Profu (2013)

I tabell 8 nedan redovisas en sammanställning över de ökade företagsekonomiska kostnader och intäkter som en utökad servicenivå totalt beräknas medföra.

<sup>15</sup> Uppskattningar visar att ca 20 % av transporter görs med huvudsyftet att lämna sorterat avfall på ÄVS (Bäckman et al 2001). I Naturvårdsverket (2008) var det endast 12 % av transportererna.

Tabell 8. Totala kostnader och intäkter för en ökad servicenivå (MNKR/år)

	Totala kostnader/ intäkter (mnkr/år) (med import)	Totala kostnader/ intäkter (mnkr/år) (utan import)
Nettokostnad införande FNI	120	120
Värdering hushållens tid	-9 – (-42)	-9 – (-42)
Intäkter material	-18	-18
Nettokostnad mindre avfall till förbränning	24	16
Totalt (med hushållens tid)	84 - 117	78 – 110
Totalt (utan hushållens tid)	93 - 159	87 - 152

Den totala kostnaden för att införa mer lättillgängliga insamlingssystem beräknas enligt tabellen ovan ligga mellan 84 - 117 miljoner kr/år då en import av avfall sker för att fylla den lediga kapaciteten i avfallsförbränningsanläggningarna. Om det istället antas att importen inte ökar utan den förlorade energiproduktionen ersätts på annat sätt blir den totala kostnaden mellan 78 - 110 miljoner kr/år. När kostnaden slås ut på den ökade mängden insamlat material blir den genomsnittliga åtgärds-kostnaden 1 400 – 1 950 respektive 1 287 – 1 839 kr/ton återvunnet material. Om vi bortser från värderingen av hushållens tid blir kostnaden istället 2 101 respektive 1 988 kr/ton återvunnet material. Eftersom förslaget är att servicenivån för insamling av förpackningar och tidningar ska öka och beräkningarna har baserats på kostnader för fastighetsnära insamling är kostnaderna troligtvis överskattade.

### 2.2.2 Möjlighet att lämna grovavfall av plast till materialåtervinning

Den totala mängden plastavfall i Sverige år 2010 har uppskattats till 558 000 ton. Av denna mängd utgjordes 39 procent av plastförpackningar. För förpackningsavfall finns det ett system för insamling till materialåtervinning. För övrigt hushållsavfall bestående av plast saknas till stor del system för insamling och materialåtervinning. Denna mängd uppgår till cirka 15 procent (81 000 ton) av allt plastavfall. Hälften av denna plast samlades in som käril- och säckavfall och resten som grovavfall, oftast blandat i en brännbar fraktion. IVL (2012) En viss utsortering av denna plast sker dock på återvinningscentralerna i ett tjugotal kommuner (Sabel, Jörgen, 2013), cirka 4 010 ton samlades in till materialåtervinning år 2012. Det finns alltså en betydande potential att öka insamlingen och därmed materialåtervinningen av denna plastfraktion. En ökad materialåtervinning av plast skulle ge betydande miljövinster genom att ersätta nya plastråvara i vissa produkter och genom minskade utsläpp från avfallsförbränning.

All plast som kan samlas in på återvinningscentralerna lämpar sig dock inte för materialåtervinning. Vid återvinning av plast är det viktigt med god kunskap om

vilka tillsatser och eventuella föroreningar som finns i materialet för att undvika att farliga ämnen som fasats ut återcirkuleras i kretsloppet.

Vid de kommuner som har plastinsamling på återvinningscentralerna finns det information om vilken plast som bör sorteras ut till materialåtervinning. Plast som inte bör sorteras ut för materialåtervinning sorteras som brännbart avfall. Lämpligen ställs containern för brännbart avfall i anslutning till containern för plaståtervinning. Exempel på plastavfall som lämpar sig för materialåtervinning är blomkrukor, brevlådor, dunkar, hinkar, leksaker (utan elektronik), möbler, och pulkor i plast mm. Exempel på plastavfall som inte bör sorteras ut till materialåtervinning är cykeldäck, flytväst, skor, tält, mjuka väskor mm. (Sabel, Jörgen, 2013). Insamling utifrån denna sorteringsinstruktion resulterar i en plastfraktion som innehåller cirka 75 procent polyeten och polypropen, vilket är den plast som kan återvinnas i dagens system. Den insamlade plasten lämnas till Swerec i Småland, där plasten sorteras med NIR-teknik i fem olika plastsorter. Vid den efterföljande tvättprocessen avskiljs oönskade plaster, till exempel PVC och olika tekniska plaster som kan innehålla blypigment eller flamskyddsmedel. Det innebär att plaster innehållande särskilt farliga ämnen sorteras bort. (Sabel, Jörgen, 2013).

I genomsnitt samlar de 20-tal kommuner som idag har insamling av plast in 2,4 kg per invånare och år. Vid fullt utbyggd insamling förväntas denna insamling ge 3,5 kg per invånare och år, den bästa kommunen samlar idag in 5,14 kg/invånare/år. (Sabel, Jörgen, 2013) I Profu (2013) antas mängden återvunnen plast till ca 2,7 kg/invånare/år. Med en antagen rejektgrad på 30 procent innebär det att mängden insamlad plast är ca 3,9 kg/person. Det är på dessa siffror beräkningarna nedan baseras.

Genom att sortera ut och återvinna detta plastavfall på samtliga återvinningscentraler i Sverige år 2020<sup>16</sup> skulle det vara möjligt att sortera ut totalt ca 39 500 ton plast och materialåtervinna totalt ca 27 500 ton. Då den andel av befolkningen som redan har insamling av kommunplast<sup>17</sup> räknas bort innebär denna åtgärd att återvinningen av plast kan öka med drygt 23 000 ton/år.

#### 2.2.2.1 KOSTNADER OCH INTÄKTER

I Bisailon et.al (2013) har kostnader och intäkter som uppstår vid insamling och återvinning av kommunplast identifierats och beräknats. Det underlaget har Profu (2013) baserat sina beräkningar på. Kostnaden för insamling och hantering inkluderar kostnad för insamling via återvinningscentral och hantering fram till återvinnare och har beräknats till 1 500 kr/ton insamlad mängd.

<sup>16</sup> Baserat på att befolkningen antas vara 10,2 miljoner invånare 2020 (SCB, 2013)

<sup>17</sup> Befolkningen i de 20-tal kommuner som har avtal med Swerec beräknas utgöra 18 % av Sveriges befolkning

Kostnaden/ersättningen för att lämna plast till återvinning år 2020 har satts till 0 kr<sup>18</sup>. Kostnadsförändringarna till följd av minskad mängd avfall till förbränning redovisas i tabell 9 nedan.

Tabell 9.. Kostnadsförändringar inom energisystemet vid återvinning av plastavfall, av god kvalitet (kr/ton insamlad mängd)

	Med import (kr/ton)	Utan import (kr/ton)
Förbränning, undviken kostnad	-430	- 1 510
Alternativ fjärrvärmeprod.	1 380	1 980
El, förbränning, minskad intäkt	380	550
Övriga förändringar <sup>1</sup>	-30	-90
Mottagningsavgift	-300	0
<b>Totalt</b>	<b>1 000</b>	<b>930</b>

<sup>1</sup>Posten utgörs framförallt av förändrade kostnader för hantering av aska och slagg från förbränning, även kostnader för ändrade transporter ingår.  
Källa: Profu (2013)

Den totala kostnaden för att införa insamling av plastavfall av god kvalitet på återvinningscentraler samt att återvinna denna plast redovisas i tabell 10 nedan.

Tabell 10. Totala kostnader för återvinning av plastavfall av god kvalitet (mnkr/år)

	mnkr/år (med import)	mnkr/år (utan import)
Insamlings- och hanteringskostnad	49	49
Nettokostnad mindre avfall till förbränning	33	31
<b>Totalt</b>	<b>82</b>	<b>80</b>

De totala kostnaderna ovan innebär en åtgärdskostnad på 3 571 kr/ton återvunnen plast (vid import) respektive 3 471 kr/ton återvunnen plast (utan import). Hushållens tid och hantering förändras inte, det är endast hanteringen på ÅVC som förändras.

### 2.2.3 Insamling i materialströmmar

En åtgärd för att öka materialåtervinningen är att insamlingen av förpackningar ersätts av insamling i materialströmmar. Detta innebär att i kärnen för förpackningar slängs även avfall i samma material, men som inte är förpackningar. Den föreslagna åtgärden föreslås endast gälla för plast- och metallavfall eftersom

<sup>18</sup> Detta varierar beroende på kvaliteten på plasten, samt utbud och efterfrågan på återvunnen plast. Profu (2013) antar att marknaden för återvunnen plast 2020 är sådan att ingen avgift måste betalas för återvinning av plast, men inte heller sådan att en ersättning ges.

det bedöms vara för dessa materialslag som miljövinsten med återvinning istället för förbränning bedöms vara störst (Naturvårdsverket, 2008). Åtgärden gäller enbart insamlingssystemen för hushållen. Förutom att öka materialåtervinningen innebär åtgärden även att insamlingssystemet blir mer logiskt och användarvänligt för hushållen.

Ett försök med insamling i materialströmmar genomfördes i Eskilstuna under ett års tid (sep 2007- sep 2008) (Naturvårdsverket, 2008). Försöket visade dels på att många invånare redan innan försöket inleddes sorterade efter material, det uppfattades som ologiskt att inte få slänga plastavfall i insamlingen av plastförpackningar.<sup>19</sup> Resultaten visade att metall- och plastavfall som inte är förpackningar endast utgjorde ca 2 procent av hushållens kärl- och säckavfall. Under försöket drog förpacknings och tidningsinsamlingen (FTI) slutsatsen att metallavfallet som samlades in via återvinningsstationerna gick att återvinna medan det metallavfall som samlades in via fastighetsnära system höll en sämre kvalitet och inte gick att återvinna på grund av att det innehöll mer än en tredjedel blandmaterial och stora förpackningar<sup>20</sup>. Det sista går att undvika genom att anpassa hålen i insamlingskärlen. Det insamlade plastavfallet var renare och inga problem att materialåtervinna. (Naturvårdsverket, 2008) För att denna åtgärd ska nå sin fulla potential och materialåtervinningen ska öka måste denna åtgärd kombineras med information och kommunikation med hushållen.

En risk med insamling av övrigt metallavfall blandat med metallförpackningar är enligt Avfallsutredningen att skrot av hög kvalitet kan förorenas av tenn från metallförpackningar. Men det är bättre att sortera detta metallavfall i en gemensam metallfraktion än att det går till förbränning. Vidare finns det teknik att i efterhand sortera stålburkarna i en separat fraktion (Forsgren, Christer, 2013).

En annan risk är att insamling i materialströmmar skulle kunna medföra att hushållen i ökad grad lämnar elavfall i denna insamling eftersom det består av metall och ofta även plast. Därför bör utbyggnaden av insamling i materialströmmar kombineras med bättre system för insamling av smått elavfall.

Baserat på försöket i Eskilstuna och andra plockanalyser som gjorts innehåller hushållens restavfall 2 kg<sup>21</sup> per person av respektive metall- och plastavfall som inte är förpackningar och därmed kan samlas in genom ett system för insamling i materialströmmar. (Naturvårdsverket, 2008) Men en befolkning på 10,2 miljoner 2020 (SCB 2012) så innebär det att en insamling i materialströmmar maximalt kan

---

<sup>19</sup> Enligt FTI var det, innan försöket inleddes, ovanligt höga andelar annat avfall i plastfraktionen på återvinningsstationerna

<sup>20</sup> Enligt Återvinningsindustrierna kan problemet med att stora och små förpackningar lösas genom ett extra sorteringssteg och är därför inget hinder för materialåtervinning (Naturvårdsverket 2008).

<sup>21</sup> Säck-och kärlavfallet var vid tiden för försöket 250 kg/person och 0,9 % av resp. plast och metallavfall innebär 2,25 kg/pers.

ge 40 800 ton insamlad plast och metall årligen. För att inte överskatta resultatet av denna åtgärd har vi, precis som Profu (2013) antagit att insamling i materialströmmar ger en effekt på 30 000 ton plast- och metallavfall till 2020. Samma rejektandel antas för plast- och metallavfallet insamlat genom materialströmmar som för plast- och metallförpackningar, 35 respektive 15 procent (se tabell 4 under avsnitt 2.2.1). Det innebär att mängden återvunnet material genom denna åtgärd uppskattas till 22 500 ton.

### 2.2.3.1 KOSTNADER OCH INTÄKTER

Under förutsättningen att insamling i materialströmmar endast inkluderar plast- och metallavfall som ryms i hushållens kärl för plast- och metallförpackningar krävs inga extra kärl eller liknande för denna åtgärd. Vi förutsätter att en insamling i materialströmmar sker tillsammans med mer lättillgängliga insamlingssystem av hushållens tidningar och förpackningar. Det innebär att en insamling i materialströmmar medför en ökad kostnad vid insamling av sorterat avfall medan kostnaden för insamling av hushållens restavfall minskar. Profu antar i underlagsrapporten (Profu, 2013) samma merkostnad för insamling i materialströmmar som för lättillgängliga insamlingssystem (baserat på uppgifter för fastighetsnära insamling), dvs. 1600 kr/ton insamlad mängd. Eftersom inga nya kärl krävs kan kostnaden antas vara överskattad, men samtidigt inkluderar denna kostnad minskade kostnader för återvinningsstationer, vilket inte är aktuellt när det gäller insamling i materialströmmar vilket innebär att i det avseendet så kan en kostnad på 1 600 kr/ton anses vara underskattad. Vi räknar här med en ökad kostnad på 1 600 kr/ton insamlad mängd. Hushållens tid tas inte hänsyn till här eftersom åtgärden inte bör innebära några förändringar i form av tid för sortering eller ökade transporter och insamlingen förutsätts ske fastighetsnära.

Tabell 11. Kostnadsförändringar till följd av insamling i materialströmmar (kr/ton insamlad mängd)

	Med import (kr/ton)	Utan import (kr/ton)
Förbränning, undviken kostnad	-240	- 1 330
Alternativ fjärrvärmeprod.	590	1 190
El, förbränning, minskad intäkt	160	330
Övriga förändringar <sup>1</sup>	-60	-120
Mottagaravgift importerat avfall	-300	0
<b>Totalt</b>	<b>150</b>	<b>70</b>

<sup>1</sup>Posten utgörs framförallt av förändrade kostnader för hantering av aska och slagg från förbränning, även kostnader för ändrade transporter ingår.  
Källa: Profu (2013)

Enligt underlagsrapporten från Profu (Profu 2013) är det även rimligt att anta att intäkten för metallavfallet som samlas in genom en insamling i materialströmmar

är 30 procent lägre jämfört med intäkten från metallförpackningar på grund av sämre kvalitet. Av samma anledning antas att avgiften för att lämna plasten som uppkommer genom en insamling i materialströmmar ökar med 30 procent jämfört med avgiften för plastförpackningar. Detta ger en total intäkt på 16 mnkr/MNKR/år. I tabell 12 nedan redovisas de totala kostnadsförändringarna vid införandet av insamling i materialströmmar.

Tabell 12. Totala kostnader och intäkter för insamling i materialströmmar (mnkr/år)

	mnkr/år (med import)	mnkr/år (utan import)
Insamlings- och hanteringskostnad	48	48
Nettokostnad mindre avfall till förbränning	5	2
Intäkter material	-16	-16
<b>Totalt</b>	<b>36</b>	<b>34</b>

Det är viktigt att återigen påpeka att framförallt insamlings- och hanteringskostnaderna för denna åtgärd är väldigt osäkra och bygger på grova antaganden. De totala kostnaderna ovan innebär en genomsnittlig åtgärds kostnad på 1 609 kr/ton återvunnet material (vid import) respektive 1 502 kr/ton återvunnet material (utan import).

#### 2.2.4 Ökad insamling av förpackningar och returpapper från verksamheter

Det finns redan idag krav på att verksamheter ska sortera ut förpackningar<sup>22</sup>. Dock uppfylls inte dessa krav och det är möjligt att öka insamlingen av förpackningar och returpapper från verksamheter. Att öka insamlingen av förpackningar från verksamheter är en åtgärd för att öka materialåtervinningen. Det finns flera tänkbara utformningar för en sådan åtgärd. Ett alternativ kan vara att alla förpackningar samlas in i en och samma fraktion<sup>23</sup> från verksamheterna och sedan sker en central sortering där de olika fraktionerna sorteras ut. Det kan även vara så att sorteringen av förpackningarna sker hos verksamheterna och samlas in i uppdelade fraktioner. Det finns även flera alternativ för hur det sorterade materialet kan transporteras från verksamheterna till återvinningsföretagen. Det kan t.ex. ske genom insamling av avfallsentreprenörer eller att verksamheten själv transporterar de sorterade förpackningarna till en avfallsstation avsedd för detta. Hur utgården utformas och genomförs i detalj tar vi inte ställning till här och det kan även se olika ut i olika på olika ställen.

<sup>22</sup> Förordning (2006:1273) om producentansvar för förpackningar samt Förordning (1994:1205) om producentansvar för returpapper.

<sup>23</sup> Dock bör glas sorteras enskilt för att inte riskera att förorena pappersfraktionen.

Dataunderlaget för att beräkna potentialen för och effekten av denna åtgärd är bristfälligt. Dessa två förutsättningar medför att effekterna av och kostnadsuppskattningarna för denna åtgärd är osäkra och får ses mer som exempel för att visa på storleksordningen än faktiska kostnader.

Eftersom data för förpackningar och returpapper inte finns uppdelat på hushåll och verksamheter har utgångspunkten i Profu (2013) varit den totala mängden tidningar och förpackningar som finns på marknaden där sedan det som antas vara hushållens andel har dragits bort för att få fram verksamheternas andel. Vi utgår i beräkningarna nedan från att verksamheterna når samma insamlingsgrad som hushåll gör vid en utökad servicenivå (se tabell 4) samt att andelen rejekt är densamma som vid insamling från hushåll. Effekten av en ökad insamling från verksamheter redovisas i tabell 13 nedan där även den totala materialåtervinningen 2020 efter genomförande av åtgärden redovisas.

Tabell 13. Ökad materialåtervinning genom ökad insamling från verksamheter samt total materialåtervinning 2020 inkl. effekt av åtgärden (ton)

	Ökad materialåtervinning (ton)	Total materialåtervinning 2020 (ton)
Pappersförpackningar	41 999	491 490
Metallförpackningar	3 258	39 500
Plastförpackningar	12 765	74 600
Glas	267	220 219
Returpapper	66 983	381 929
<b>Totalt</b>	<b>125 272</b>	<b>1 207 738</b>

<sup>2</sup> Källa: Egna beräkningar baserat på Profu (2013)

Totalt uppskattas det att materialåtervinningen ökar med 125 272 ton om insamlingen från verksamheter når de uppsatta insamlingsnivåerna.

#### 2.2.4.1 KOSTNADER OCH INTÄKTER

I brist på annat underlag antas kostnaden för att öka insamlingen av förpackningar och tidningar från verksamheter vara samma merkostnad för insamling och hantering fram till återvinnare som vid införandet av mer lättillgängliga insamlingssystem för hushåll (som baseras på merkostnaden för att införa fastighetsnära insamling för hushåll). Det innebär en merkostnad på 1 600 kr/ton ökad mängd insamlat material (Profu, 2013). Baserat på hur åtgärden utformas kan det diskuteras om denna kostnad är över- eller underskattad.



En kostnad som inte är inkluderad i den uppskattade merkostnaden ovan är den tid som verksamheterna måste lägga på sortering<sup>24</sup> av materialet. Eftersom verksamheternas sortering redan idag är ett krav förutsätter vi att någon slags sortering redan sker på verksamheten.

Som en jämförelse gör vi dock en överslagsräkning vad det kan innebära i tid för verksamheterna. Sorteringen förutsätts göras på arbetstid. Det innebär att värdet av denna tid motsvaras av lönekostnaden. Eftersom åtgärds-kostnaden baseras på kostnader för fastighetsnära insamling, där kostnaden för transport av materialet från källan till återvinnare är inräknad, räknas det inte med att verksamheterna lägger någon tid på transport av det utsorterade materialet. För ett utförligare resonemang om värderingen av tid och motivering till de värden som används här se bilaga 2.

Vi använder en uppskattad tidsåtgång på 0,019 timmar/kg sorterat material (förpackningar och tidningar) för sortering. Vi räknar sedan med två olika värden vid värderingen av tidsåtgången i monetära termer; genomsnittlig nettolön (20 562 kr/mån) samt genomsnittlig bruttolön inklusive arbetsgivaravgifte, semestertillägg samt ett tillägg för OH kostnader på 25 procent (55 362 kr/mån)<sup>25</sup>. Baserat på dessa antaganden ligger kostnaden för sortering mellan 333 och 896 kr/ton utsorterad mängd.

I tabell 14 nedan redovisas kostnadsförändringarna som uppstår till följd av att en mindre mängd material går till förbränning när materialåtervinningen från verksamheter ökar.

Tabell 14. Kostnadsförändringar inom energisystemet vid ökad insamling av förpackningar och tidningar från verksamheter (kr/ton insamlad mängd)

	Kr/ton (Med import)	Kr/ton (Utan import)
Förbränning, undviken kostnad	-100	- 1 190
Alternativ fjärrvärmeprod.	550	1 150
El, förbränning, minskad intäkt	150	320
Övriga förändringar <sup>1</sup>	10	-50
Mottagaravgift	-300	
<b>Totalt</b>	<b>310</b>	<b>230</b>

<sup>1</sup>Här ingår framförallt minskade kostnader för hantering av aska och slagg från förbränning samt ändrade transportkostnader.  
Källa: Profu (2013)

Ersättningen för det insamlade materialet antas vara samma som vid insamling av hushållens förpackningar och tidningar. I tabell 15 nedan redovisas en

<sup>24</sup> Vi antar att ingen rengöring krävs av de förpackningar som verksamheterna sorterar ut.

<sup>25</sup> Med en genomsnittlig arbetstid på 165 h/mån blir timkostnaden 125 respektive 336 kr/h.

sammanställning över de kostnader och intäkter som en ökad insamling av förpackningar och returpapper från verksamheter beräknas medföra.

Tabell 15. Totala kostnader och intäkter vid ökad insamling från verksamheter (mnkr/år)

	Med import (mnkr/år)	Utan import (mnkr/år)
Insamling och hanteringskostnad	221	221
Verksamheternas tid för sortering	333 – 896	333 - 896
Intäkter material	-58	-58
Nettokostnad mindre avfall till förbränning	43	32
Totalt (med verksamheternas tid)	539 - 1 103	528 - 1 092
Totalt (utan verksamheternas tid)	206	195

För att räkna fram en jämförbar åtgärds kostnad fördelas kostnaderna ovan på mängden återvunnet material. Den genomsnittliga åtgärds kostnaden för att återvinna material genom en ökad insamling från verksamheter ligger då mellan 4 305 – 8 802 kr/ton (med import) respektive mellan 4 216 – 8 714 kr/ton.

Värderingen av verksamheternas tid utgör en stor del av den totala kostnaden. Eftersom det idag är ett lagkrav att sortera samt att åtgärden som föreslås främst handlar om att underlätta för verksamheter att sortera sina förpackningar och tidningar kan vi bortse från värderingen av den tid verksamheterna uppskattas lägga på sortering. Detta ger en genomsnittlig åtgärds kostnad på 1 647 respektive 1 559 kr/ton återvunnet material. De totala kostnaderna blir då 206 respektive 195 MNKR/år. Återigen är det viktigt att påpeka att dessa siffror är baserade på stora osäkerheter och måste därför ses mer som en indikation på storleken på de olika posterna än faktiska kostnader.

### 2.2.5 Övriga åtgärder med potential att öka återvinningen

Det finns även fler åtgärder som kan införas för att höja materialåtervinningen; t.ex. design för ökad återvinning och återanvändning samt utökad insamling och återvinning av elavfall. De åtgärder som diskuteras i denna rapport är förslag på åtgärder som kan genomföras för att det föreslagna etappmålet ska kunna nås. De fem åtgärder som analyserats i tidigare avsnitt har analyserats i detalj men är i många fall överskattade. Därför är det också viktigt att visa att det även finns fler åtgärder som bidrar till att vi kan nå etappmålet men som inte analyserats i detalj i denna rapport.

### 2.2.6 Design för ökad återvinning och återanvändning av plast

Dagens material och produkter är sällan utformade för att underlätta återanvändning, reparation och återvinning. Det finns stor potential att förbättra utformningen av produkter. Några exempel är att tillverka produkter som håller längre, att göra det möjligt att reparera produkter eller byta ut delar och optimera design och materialval (Naturvårdsverket, 2012b). Det kan också handla om att designa produkter så att de är möjliga att demontera för att underlätta separationen

av olika material i samband med återvinning. Producentansvaren ställer krav på att produkterna ska vara lätta att återvinna och inte innehålla farliga ämnen. Detta kan bland annat uppnås genom att tillverkarna systematiskt arbetar med att substituera farliga ämnen i sina produkter samt att de i de fall farliga ämnen förekommer tillhandahåller information om detta. För exempelvis plastförpackningar finns en stor utvecklingspotential att genom medveten design effektivisera sortering och separering av polymerer (Plastkretsen, 2013).

I rapporten ”Återvinning av plast från hushållsavfall” (Dahlén et.al 2013) konstateras att betydelsen av förpackningarnas design och materialval inte kan förbises om samhället på ett framgångsrikt sätt ska kunna utveckla processerna för förpackningsåtervinning. Rapporten hänvisar till ett studentarbete på KTH (Ljunggren och Wiklund, 2011) som kartlade förpackningsdesignens betydelse för återvinningsprocessen. Studien visade att designens betydelse generellt är underskattad och inte utnyttjas till fullo, att det saknas riktlinjer, direktiv och kunskap. Bedömningen var att plastdesigners i allmänhet saknar kunskap om produkternas hela livscykel. Det finns en stor utvecklingspotential att genom medveten design effektivisera sortering och separering av polymerer. Rapporten hänvisar även till en studie från IVL Svenska Miljöinstitutet AB (Bibi et. al, 2012) som belyste att aktörer inom återvinningsbranschen har dålig kunskap om vad olika plaster innehåller och att det har betydelse dels med tanke på förekomsten av farliga ämnen, och dels avseende andra tillsatser, t ex krita, som visserligen inte är farliga, men som påverkar möjligheterna till materialåtervinning.

Inom ramen för detta projekt har det inte varit möjligt att beräkna potential, effekt och kostnader för denna typ av åtgärder.

### **2.2.7 Utökad insamling och materialåtervinning av elavfall**

Det finns två framstående hinder som står i vägen för en ökad insamlingsnivå av elavfall: Tillgänglighet till insamlingspunkter och låg kunskap och brist på vilja. Enkäter visar att människor ofta vet att de ska lämna in elavfall till en återvinningscentral/återvinningsstation men ändå inte gör det för att det är för långt till dessa insamlingsställen eller för svårt att ta sig dit (tex utan bil). Alternativt vet man hur man ska göra men man slänger ändå småelektroniken i hushållssoporna av ren lathet. Det finns även en liten andel som inte känner till hur man ska göra med sitt elavfall. Exempelvis slängs lågenergilampor och glödlampor i glasinsamlingen.

Dessa två hinder i kombination med varandra, brist på vilja och kunskap samt dålig tillgänglighet till insamlingsställena, gör att en icke oansenlig andel elavfall inte lämnas i rätt fraktion utan istället hamnar i hushållssoporna. Uppskattningsvis rör det sig i Sverige om ca 12 000 ton elavfall som skulle kunna samlas in och tas omhand på rätt sätt. Denna siffra är dock tagen från Avfall Sveriges rapport 2008:3 som är en aning åldersstigen. 12 000 ton motsvarar ca 1,3 kg per invånare eller nästan 8procent av det som faktiskt samlades in 2008. 16,2 kg insamlat elavfall per invånare 2008 kunde alltså ha varit 17,5 kg. Ca 84procent av det elavfall som

samlas in materialåtervinns vilket innebär att den mängd som hamnar i hushållssoporna kunde ha resulterat i drygt 10 000 ton materialåtervunnet elavfall. 10 000 ton som nu måste utvinnas ur jordskorpan istället, och det enbart för Sveriges konsumenter.

Återvinningscentraler och återvinningsstationer har ofta väldigt begränsade öppettider och det krävs ibland bil för att ta sig dit. I somliga fall krävs till och med ”klippkort”, man får alltså endast lämna elavfall ett visst antal gånger per år. Utökad FNI och insamlingspunkter i butiker/köpcentrum skulle innebära kortare avstånd för avlämning och att man kan slänga sitt elavfall i princip när som helst under dygnet.

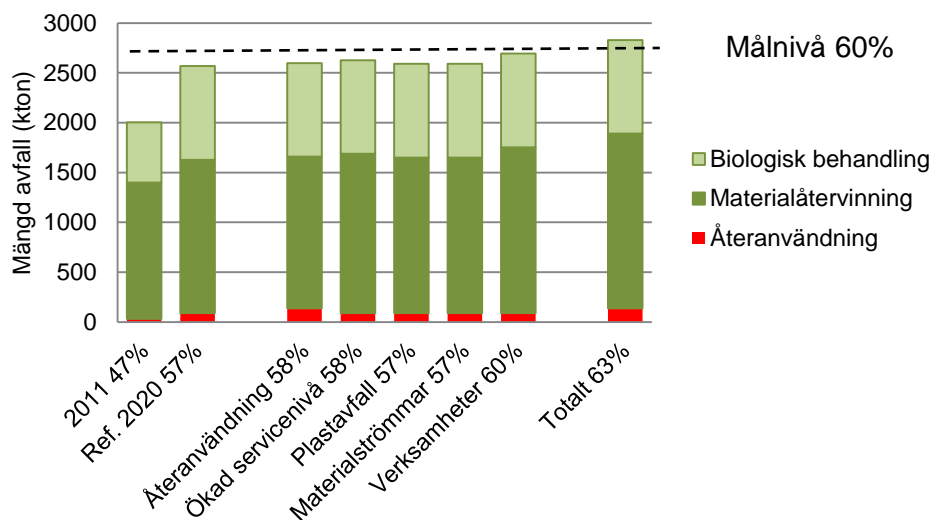
Kostnaden för att utöka tillgängligheten är svår att uppskatta. Ökad servicenivå skulle troligen innebära en minskad kostnad för hushållen, de behöver inte åka en extra gång till återvinningscentralen/återvinningsstationen utan kan lämna sitt elavfall t.ex. i mataffären eller vid hemmet om FNI utökas. Ökade kostnader skulle kunna uppstå för de affärer/distributörer som upplåter plats för insamling av elavfall. Dels i form av yta som insamlingsplatsen upptar men även transport av elavfallet till återvinningscentralen/återvinnare.

Det blir enklare för hushållen att göra sig av med el-avfall och ledig plats i skåpen därhemma, återvinningen innebär att användningen av nyråvaror kan undvikas och därmed minskade utsläpp etc.

Enligt IVL så genereras 24 kg CO<sub>2</sub> per kg elprodukter som tillverkas från nyråvaror, hur stor minskningen är dock okänt. ( Sundqvist 2010). Det elavfall som hamnar i hushållssoporna går till förbränning vilket kan leda till utsläpp av tungmetaller och andra ämnen i luften om reningen av avgaserna inte är fullgod. En viss mängd lagras i hushållen för att man inte vet var man ska lämna elavfallet, för att man vill ha en ”backuptelefon” osv. Detta leder till upplagring av metaller och andra ämnen som skulle kunna nyttiggöras i återvinningsprocessen.

## 2.3 Kostnadseffektivitet

Ovan har ett antal åtgärder analyserats för att se i vilken omfattning de bidrar till ökade nivåer av återanvändning och materialåtervinning. I figur 1 redovisas respektive åtgärds bidrag till att nå etappmålet utifrån grundscenariot 2020. Även en summering av åtgärdernas totala effekt visas. Målnivån på 60 procent är markerad genom den streckade linjen.



Figur 1. Mängd avfall till biologisk behandling, materialåtervinning och återanvändning 2020 (kton) för respektive åtgärd, samt summerat för alla åtgärder, jämfört med dagens nivåer och referensalternativet 2020.

Enligt figuren ovan är det genom de föreslagna åtgärderna möjligt att nå en nivå på 63 procent återanvändning och materialåtervinning. Det ska dock noteras att åtgärden som riktas mot återanvändning inkluderar både återanvändning och förberedelse för återanvändning. I förslaget om ett etappmål på 60 procent inkluderas endast förberedelse för återanvändning. Det innebär att effekten för åtgärden är överskattad då endast förberedelse för återanvändning avses. Effekten av mer lättillgängliga insamlingssystem kan också vara överskattad. Där antas att åtgärden kommer leda till att i princip alla hushåll kommer delta i källsortering i samma utsträckning som de bäst fungerande fastighetsnära insamlingssystemen som idag finns för villor. Även om åtgärden kompletteras med omfattande kommunikationsinsatser är det tveksamt om så goda resultat kan uppnås.

När åtgärder som ska bidra till att uppnå etappmålet ska väljas bör hänsyn tas till ett flertal faktorer, där kostnadseffektivitet är en av dem. Kostnadseffektivitet innebär att åtgärder som medför att målet ska nås till lägsta möjliga kostnad ska genomföras. Villkoret för kostnadseffektivitet är att marginalkostnaden (dvs. kostnaden för att bidra med ytterligare en enhet till målet) ska vara lika för alla åtgärder<sup>26</sup>. För etappmålet om materialåtervinning och återanvändning innebär detta att kostnaden för att öka materialåtervinningen eller återanvändningen med ytterligare en enhet ska vara lika för alla åtgärder. Syftet med materialåtervinning och återanvändning är dock en minskad miljöpåverkan. Eftersom minskningen i miljöpåverkan beror på *vad* det är som materialåtervinns eller återanvänds blir det lite missvisande att uttrycka det som att kostnaden för att öka materialåtervinningen eller återanvändningen med ytterligare en enhet ska vara

<sup>26</sup> Här används dock genomsnittliga kostnader istället för marginalkostnader.

lika. Istället borde kostnaden för att minska miljöpåverkan med ytterligare en enhet vara lika för alla åtgärder för att målet ska nås kostnadseffektivt. Dock bortses det från detta nedan, en sådan redovisning kommer istället under avsnitt 5.4.7.

I tabellen nedan redovisas en sammanställning över de åtgärder som det har varit möjligt att beräkna effekt och kostnader för. Det är inte möjligt att summera siffrorna för de två åtgärderna som syftar till ökad återanvändning eftersom de är två olika exempel där effekterna kan ses som ett min och max för återanvändning via återvinningscentraler. För totala kostnader och kostnader per ton återvunnen mängd redovisas ett genomsnitt av scenarierna med och utan import.

Tabell 16. Sammanställning över åtgärder samt dess effekter och kostnader (totala och genomsnittliga)

Åtgärd	Effekt (ton)	Totalkostnad (mnkr/år)	Återvunnen mängd (Kr/ton)
Mer lättillgängliga insamlingssystem (hushåll)	59 750	97 <sup>1</sup>	1 619
Insamling av plastavfall	23 083	81	3 521
Insamling i materialströmmar	22 500	35	1 555
Insamling från verksamheter	125 272	201 <sup>1</sup>	1 603 <sup>1</sup>
<b>Totalt</b>	<b>230 605</b>	<b>414</b>	<b>-</b>
Kretsloppsparkering	83 304	241	2 891
Prylbod	13 545	45	3 341
<b>Totalt</b>	<b>279 029<sup>2</sup></b>	<b>557<sup>2</sup></b>	<b>-</b>

<sup>1</sup>Avser kostnad utan att inkludera verksamheternas tid. Om verksamheternas tid inkluderas uppgår kostnaden i stället till 815 MNKR respektive 6509 kr/ton återvunnet material.

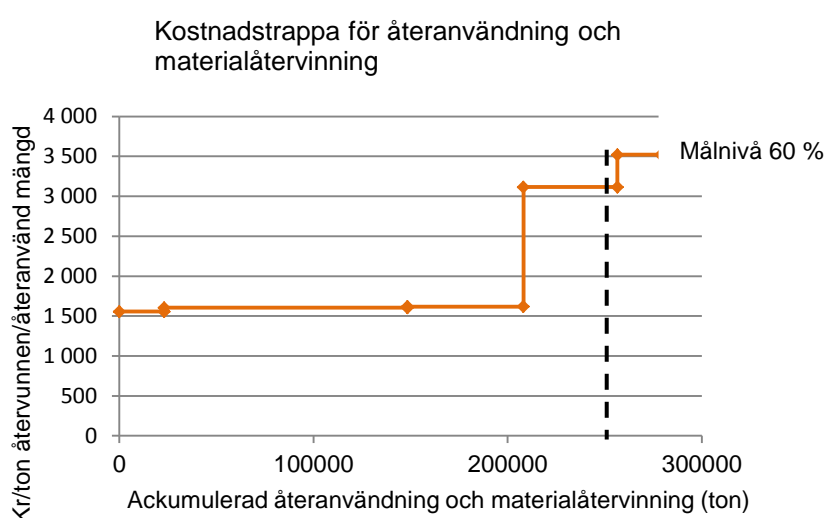
<sup>2</sup> Denna summering inkluderar ett genomsnitt av effekten av och kostnaderna för kretsloppsparkering och prylbod

Enligt tabellen ovan har åtgärden insamling i materialströmmar den lägsta genomsnittliga åtgärds-kostnaden, därefter kommer insamling från verksamheter och mer lättillgängliga insamlingssystem. Åtgärderna för ökad återanvändning och insamling av plastavfall är de åtgärder som är dyrast per ton återvunnen mängd. Skulle verksamheternas tid inkluderas skulle den åtgärds-kostnaden vara betydligt högre per ton än övriga åtgärder. Eftersom det redan idag finns ett lagkrav på verksamheter att sortera ut förpackningar och tidningar inkluderas inte denna kostnad i den totala åtgärds-kostnaden SFS 2006:1273. Förordning om producentansvar för förpackningar (SFS 2006:1273).

Den totala kostnaden för återanvändning genom kretsloppsparkering är högre än kostnaderna för de övriga åtgärderna. En förklaring till det är att kostnaderna för att genomföra åtgärden är hög. En stor del av kostnaden utgörs av investerings- och driftskostnader, där personalkostnad utgör en stor del av den senare. Eftersom personalen kommer från olika arbetsmarknadsprojekt kan det diskuteras hur man ska se på denna kostnad (se 5.4.2 för ytterligare diskussion). För åtgärderna som syftar till återanvändning har inte heller någon intäkt för de återanvända produkterna räknats med (se 5.4.2 för ytterligare diskussion). Beroende på hur man ser på dessa två faktorer kan nettokostnaden för återanvändning minska betydligt,

till och med bli negativ i exemplet med prylbodar. Det ska även noteras att beräkningarna för exemplen med återanvändning gäller hela potentialen, eftersom det redan sker arbete med återanvändning och förberedelse för återanvändning på flera återvinningscentraler har denna åtgärd redan till viss del genomförts och en del av kostnaderna redan tagits. Detta påverkar dock inte de genomsnittliga kostnaderna.

I Figur 2 nedan illustreras de genomsnittliga åtgärdskostnaderna för de olika åtgärderna i en så kallad kostnadstrappa. För åtgärderna som syftar till återanvändning har ett medelvärde för de två exempelberäkningarna använts.



Figur 2. Kostnadstrappa för återanvändning och materialåtervinning (kr/ton återvunnen mängd, genomsnittlig)

I figuren ovan illustreras en kostnadstrappa uttryckt i kr/ton återvunnen mängd baserad på tabell 16 ovan. Varje trappsteg i trappan representerar en åtgärd där höjden på trappsteget visar den genomsnittliga åtgärdskostnaden medan bredden på trappsteget visar åtgärdens bidrag till att nå målet. Det blir här tydligt att användandet av genomsnittliga kostnader medför att en åtgärd används till sin fulla potential innan nästa åtgärd blir aktuell. I verkligheten ökar kostnaden för en åtgärd i takt med att den genomförs. Exempelvis borde kostnaden per ton insamlad mängd genom mer lättillgängliga insamlingssystem vara lägst i tätbefolkade områden, när sedan material även måste samlas in från mer glesbefolkade områden ökar kostnaden per ton insamlad mängd. Detta medför att det med största sannolikhet är kostnadseffektivt att börja genomföra nästa åtgärd innan den fulla potentialen för den tidigare åtgärden är nådd. Åtgärderna insamling i materialströmmar, insamling från verksamheter och ökad servicenivå har de lägsta genomsnittliga kostnaderna och är därför längst ned i trappan (dessa ligger nästan på samma genomsnittliga kostnad). Dessa åtgärder ökar tillsammans återvinningen med drygt 210 000 ton. Efter dessa följer återanvändning som ökar återvinningen och återanvändning med

ytterligare 50 000 ton till 260 000 ton. Den dyraste gärden är insamling av plastavfall med en genomsnittlig kostnad på ca 3 500 kr/ton. Målnivån på 60 procent är utmärkt genom den streckade linjen.



## 3 Analys av styrmedel

Detta avsnitt inleds med en allmän diskussion om syftet med styrmedel och uppkomsten av marknadsmisslyckanden. Sedan ges en kortfattad beskrivning av de kriterier som används för att välja lämpliga styrmedel. Analysen inleds sedan med en genomgång av befintliga styrmedel som helt eller delvis bidrar till att målet uppfylls. Nästa steg är att analysera potentiellt nya styrmedel och sist föreslå förändringar i befintliga och/eller helt nya styrmedel.

Att hitta det optimala styrmedlet för måluppfyllelse och för att få tänkbara åtgärder till stånd är ett tidskrävande arbete. Som exempel tog utredningen om styrmedel för kommunala reningsverk ett och ett halvt år med ett flertal personer involverade. Att genomföra en fullständig styrmedelsanalys är således utanför tidsramen för detta uppdrag. Analysen i denna rapport är således av mer översiktlig karaktär.

### 3.1 Inledning

På väl fungerande marknader fungerar priset som en signal på samhällsvärdet av olika aktiviteter och resurser. Marknaderna för återvinningsbart avfall saknar i stora delar denna prissignal. När återvinning skapar en netto nytta för samhället jämfört med till exempel förbrännings skickar en väl fungerande marknad denna information via prissignaler till hushåll och företag. Det grundläggande marknadsmisslyckandet med återvinning är att ingen sådan signal skickas. Varje hushåll och företag fortsätter att välja mellan återvinningskärlet och sopkärlet baserat på infall, vana eller övertygelse – men inte på grund av korrekta signaler om samhällsnytta och kostnad. Om en produkt är billigare att återvinna än att på andra sätt avfallsbehandla är det marknadens uppgift att signalera detta till hushåll och företag. I många fall misslyckas marknaden med detta. Så länge kostnaden för olika typer av insamling inte reflekterar detta kommer hushåll och företag att sakna incitament att återvinna. Samtidigt kommer icke-ekonomiska (moraliska) marknadsingripanden avsedda att stimulera återvinning att med stor sannolikhet leda till en icke samhällsekonomiskt optimal återvinningsnivå. (Lundmark 2011)

Utmaningen ligger i att hitta styrmedel som korrigerar dessa marknadsmisslyckanden och andra barriärer för effektiv och hållbar konsumtion och som leder till att nyttan överstiger kostnaderna. För avfallssektorn i stort handlar detta om att skapa de rätta marknadsförhållanden och incitament för verksamheter och hushåll att fatta optimala val.

Styrmedel har som syfte att få de åtgärder genomförda som är nödvändiga för att nå målet. Styrmedel delas vanligtvis in i följande tre kategorier:

- Administrativa (t.ex. förbud, gränsvärden, lagkrav)
- Marknadsbaserade (t.ex. skatter, avgifter, subventioner, handel med utsläppsrätter)
- Information (certifiering, informationskampanjer, råd, utbildning)

Vad som är det bästa styrmedlet för att få en viss åtgärd till stånd kommer att variera från fall till fall och beror till stor del på karaktären av problemet samt de åtgärder och sektorer som berörs.

## 3.2 Kriterier

Följande kriterier används ofta för att bedöma ett styrmedels effektivitet:

- Måluppfyllelse: dvs i vilken mån styrmedlet leder till att målet uppnås.
- Transaktionskostnader, dvs kostnader förknippade med att införa och upprätthålla ett styrmedel som inte direkt hänförs till kostnaden för minskad miljöpåverkan
- Dynamisk kostnadseffektivitet: dvs. i vilken mån styrmedlet skapar incitament för nya billiga lösningar att nå målet.
- Kostnadseffektivitet: dvs i vilken mån styrmedlet leder till att målet uppnås till lägsta möjliga kostnad.

### **Måluppfyllelse**

Att analysera ett styrmedels måluppfyllelse är att värdera de effekter (förväntade eller uppnådda) som styrmedlet leder till mot det syfte eller det mål som finns uppsatt för styrmedlet. Denna analys ger inte svar på om styrmedlet och dess åtgärder är bra eller dåliga ur ett samhällsekonomiskt perspektiv.

Kriteriet måluppfyllelse svarar i huvudsak på frågan: stämmer utfallet med målen? Vi utgår från de åtgärder som förväntas genomföras till följd av styrmedlet. Genomförandet av åtgärder och resultat av dessa aggregeras för att bedöma måluppfyllelse.

### **Transaktionskostnader**

Transaktionskostnader avser alla kostnader förknippade med att införa och upprätthålla ett styrmedel som inte direkt hänförs till kostnaden för minskade utsläpp och kan fördelas enligt följande (McCann *et al.* 2005):

- kostnader för forskning, information och analys av styrmedlets aspekter
- kostnader för den lagstiftande processen såsom kostnader för att stifta lagar eller ändra befintliga lagar samt kostnader för intressentmedverkan
- kostnader för att initialt utforma och implementera styrmedel
- fortlöpande kostnader för administration av systemet
- kostnader för kontraktsutformning, bl.a. informations-, administrations- och förhandlingskostnader
- tillsynskostnader för att kontrollera efterlevnad av lagstiftning samt kostnader för miljöövervakning
- rättsliga kostnader, då ärenden går till vitesföreläggande och domstol

Dessa kostnader kan delas in i fyra huvudtyper: informativa, administrativa, juridiska och tillsynskostnader. I huvudsak faller kostnaderna staten, myndigheter,

kommuner, företag eller privatpersoner. En analys av transaktionskostnader bör analysera huruvida styrmedlet ger upphov till olika stora transaktionskostnader för de aktörer som styrmedlet riktar sig mot för att se hur det påverkar styrmedlets samhällsekonomiska kostnadseffektivitet. Att analysera transaktionskostnaderna är viktigt för alla typer av styrmedel men det är av särskild betydelse när man kan misstänka att transaktionskostnaderna är relativt höga för ett styrmedel eller en viss utformning av ett styrmedel.

### **Dynamisk kostnadseffektivitet**

Att analysera ett styrmedels dynamiska effektivitet handlar om styrmedlet förmåga att bidra till innovation och teknisk utveckling. Detta kan ibland vara svårt, speciellt när målet som styrmedlet ska bidra till att nå har ett relativt kort tidsperspektiv. Företags incitament till teknikutveckling påverkas av den typ av styrmedel som väljs för att minska den externa miljöeffekten.

### **Kostnadseffektivitet**

När styrmedel analyseras i en samhällsekonomisk kostnadseffektivitetsanalys försöker man klargöra om styrmedlet leder till att uppsatta styrmedelsmål nås till lägsta möjliga kostnad för samhället. Styr det mot att kostnadseffektiva åtgärder införs? I begreppet kostnadseffektivitet tas också hänsyn till hur höga transaktionskostnaderna för styrmedlet är, dvs om styrmedlet leder till höga transaktionskostnader minskar kostnadseffektiviteten. Att målet nås till lägsta möjliga kostnad innebär att den samhällsekonomiska kostnaden för måluppfyllelse ska minimeras. Kostnadseffektivitet är ett relativt begrepp, vilket innebär att det aktuella styrmedlet måste jämföras med alternativa styrmedel för att man ska kunna avgöra om målet nås till lägsta möjliga kostnad.

## **3.3 Befintliga styrmedel**

I detta avsnitt går vi kortfattat igenom befintliga styrmedel, dels generella som styr mot åtgärder inom flera segment och dels specifika per segment.

Styrmedel för ökad återvinning i den svenska avfallslagstiftningen består främst av förbud och skatter som styr bort från deponering. Producentansvaret styr mot utsortering, insamling och materialåtervinning av vissa avfallsströmmar. Dessutom finns krav på utsortering av brännbart avfall som styr mot energiåtervinning. Utöver lagstiftningen finns även politiska mål som styr mot biologisk behandling av matavfall. Även ekonomiska styrmedel i form av investeringsstöd har varit en drivkraft. Tillsammans med utbyggnaden av fjärrvärme har skatten på deponering av avfall och deponeringsförbudet medfört att deponeringen minskat och energiutnyttjandet av avfall ökat (Naturvårdsverket 2012 a)

”Sedan 2010 är kapaciteten för förbränning av avfall i Sverige större än tillgängliga avfallsmängder. Denna situation har lett till lägre mottagningsavgifter vid

förbränningsanläggningarna. Det har därmed blivit förhållandevis billigt att förbränna avfallet jämfört med att materialåtervinna det.”(Naturvårdsverket 2012a)

### **3.3.1 Miljöbalkens mål och hänsynsregler**

Bestämmelserna i miljöbalken syftar enligt 1 kap. 1 § miljöbalken till att främja en hållbar utveckling som innebär att nuvarande och kommande generationer tillförsäkras en hälsosam och god miljö. De 16 nationella miljökvalitetsmålen anger den miljömässiga dimensionen av politiken för hållbar utveckling och konkretiserar även miljöbalkens mål om att främja en hållbar utveckling.

De av riksdagen beslutade miljökvalitetsmålen om resurshushållning och låg miljöpåverkan är ett stöd vid tillämpningen av hänsynsreglerna.

Miljöbalkens hänsynsregler i 2 kap. miljöbalken gäller alla verksamheter. Hushållnings- och kretsloppsprincipen innebär att man ska hushålla med råvaror och energi samt utnyttja möjligheten till återanvändning och återvinning. Andra betydelsefulla hänsynsregler är kunskapskravet, försiktighetsprincipen och produktvalsprincipen. Hänsynsreglerna ska bl.a. tillämpas vid tillståndsprövning, tillsyn och egenkontroll.

Det finns behov av att öka kunskapen kring hänsynsreglernas betydelse för arbetet med att minska avfallets mängd och farlighet, för att öka återvinningen samt minska avfallets miljöpåverkan. Det finns ett behov av ökad vägledning och tillsyn. Detta ökar drivkraften att minska avfallets mängd och farlighet, öka återvinningen samt minska miljöpåverkan.

### **3.3.2 Avfallshierarkin**

Av artikel 4 i avfallsdirektivet framgår den prioriteringsordning för lagstiftning och politik som rör förebyggande och hantering av avfall. Avfallshierarkin innebär att avfall i första hand ska förebyggas. För avfall som ändå uppkommer gäller att avfallet ska förberedas för återanvändning, materialåtervinnas, återvinnas på annat sätt eller bortskaffas, i nu nämnd prioriteringsordning.

Medlemstaterna ska främja de alternativ som ger bäst resultat för miljön som helhet. Det kan kräva att vissa avfallsflöden avviker från hierarkin när det är motiverat med hänsyn till livscykelstänkandet vad avser den allmänna påverkan av generering och hantering av sådant avfall. Avfallshierarkin kommer till uttryck i svenska rätt bl.a. genom 2 kap. 5 § miljöbalken och 15 kap. 5 a § miljöbalken.

Avfallsutredningen (SOU 2012:56) föreslår att en ändring av 2 kap. 5 § miljöbalken och att man i 15 kap. miljöbalken inför en inledande bestämmelse som anger att kapitlet ska syfta till att förebygga avfall samt att avfall ska hanteras i den ordning som avfallshierarkin fastställer. Detta för att säkerställa att bestämmelserna i 15 kap. miljöbalken tillämpas mot bakgrund av avfallshierarkin.

### **3.3.3 Kommunal avfallsplanering**

Sedan 1991 ska alla kommuner ha en avfallsplan som omfattar samtliga avfallsslag och vilka åtgärder som behövs för att hantera avfallet på ett miljö- och resursmässigt lämpligt sätt. Planerna innehåller mål och strategier för olika avfallsflöden men fokuserar ofta på hushållsavfallet.

Avfallsplaneringen har medfört att kommunerna har tagit ett stort ansvar för att förbättra hanteringen av hushållsavfall och farligt avfall. Exempelvis har många byggt ut omfattande system för källsortering och återvinning av olika avfallsslag. Den kommunala avfallsplaneringen är viktig för att öka möjligheterna att nå de nationella miljömålen och etappmålen för avfall.

Naturvårdsverket har tagit fram föreskrifter om innehållet i en kommunal avfallsplan (NFS 2006:6). En revidering kommer ske under nästkommande år och Naturvårdsverket ser möjligheter att gå vidare med detta styrmedel för att se hur revideringen kan utnyttjas för att förtydliga hur kommunerna kan arbeta för att komma högre i avfallshierarkin.

### **3.3.4 Förbuden mot deponering av brännbart och organiskt avfall**

I Sverige är det förbjudet att deponera utsorterat brännbart avfall från 2002 respektive organiskt avfall från 2005. Syftet med förbuden är att öka resurshushållningen och minska miljöpåverkan. Det finns även sedan 2002 krav på utsortering av brännbart avfall vid källan för att underlätta återvinning. Förbuden har tillsammans med bland annat deponiskatten på ett effektivt sätt bidragit till att minska deponeringen och öka återvinningen.

### **3.3.5 Deponiskatten**

År 2000 infördes en lag om skatt på avfall som deponeras (SFS 1999:673). Syftet med denna skatt är att öka de ekonomiska incitamenten att minska mängden avfall samt behandla och återvinna avfall på ett miljö- och resursmässigt bättre sätt. Från att ha varit 250 kr/ton avfall år 2000 har skatten ökat till 370 kr/ton år 2003. Regeringen har föreslagit att skatten höjs till 435 kr/ton avfall från januari 2006.

Skatten är konstruerad så att allt material som förs in till en avfallsanläggning för deponering beskattas. För avfall som förs ut från anläggningen eller som används för konstruktioner medges avdrag. Även för avfall som av miljöskäl är mest lämpligt att deponera medges avdrag. Deponiskatten har bidragit till att minska deponeringen och öka återvinningen.

### **3.3.6 Kommunal renhållningsavgift**

I Sverige är det fortfarande mest vanligt att renhållningsavgiften för hämtning av hushållsavfall (från hushåll och verksamheter) är volymbaserad. Om kärlet vid hämtning är tomt, halvfullt eller fullt påverkar inte debiteringen. (Avfall Sverige

U2009:09) Idag finns det inget klart ekonomiskt incitament för hushållen att minska sin mängd avfall. På senare år har några kommuner valt att införa viktbaserad avgift. Det innebär att varje kärl vägs vid tömning och fastighetsägaren betalar per kg avfall. På så sätt ges en omedelbar, ekonomisk respons på avfallsminimering, ökad källsortering, hemkompostering och annan privat återvinning.

Erfarenheterna av viktbaserad avfallstaxa har skiljt sig åt mellan olika kommuner, se vidare avsnitt 4.1.4.

### **3.3.7 Producentansvar för förpackningar och tidningar**

Returpapper och förpackningar omfattas av producentansvar. Syftet med producentansvaret för förpackningar är enligt förordningen (2006:1273) om producentansvar för förpackningar att minska mängden avfall, ordna ett system för insamling av förpackningsavfall som omhändertas på ett miljömässigt godtagbart sätt och nå återvinningsmålen för de olika förpackningsslagen. Syftet med förordningen (1994:1205) om producentansvar för returpapper är att producenterna ska se till att minst 75 viktprocent av de tidningar som konsumeras i Sverige samlas in som returpapper och materialåtervinns eller tas om hand på annat miljömässigt godtagbart sätt. Producenterna har ansvar för att anordna insamlingssystem och se till att avfall tas omhand på ett miljömässigt godtagbart sätt.

Producenterna ska samråda med kommunerna i frågor som rör systemens utformning. De ska också rapportera till Naturvårdsverket hur mycket produkter som satts på marknaden, samlats in och tagits omhand.

Producentansvaren för förpackningar och returpapper har styrt mot ökad materialåtervinning för att nå målen i förordningarna. Däremot finns inga drivkrafter i förordningarna för att öka materialåtervinningen ytterligare. År 2010 uppnåddes återvinningsmålen för returpapper och för alla förpackningsslag utom för plastförpackningar där 26 procent materialåtervanns och målet är 30 procent.

Avfallsutredningen har föreslagit förändringar avseende ansvarsfördelningen mellan kommuner och producenter som kan leda till ökad materialåtervinning från verksamheter.

### **3.3.8 Kontorspapper (frivilligt åtagande)**

År 1996 träffades en frivillig överenskommelse mellan Naturvårdsverket och berörda aktörer om att samla in kontorspapper. Åtagandet liknar i sin konstruktion producentansvaret för returpapper.

Överenskommelsen om att samla in kontorspapper träffades mellan Svensk Returpappersförening, Naturvårdsverket och representanter från skogsindustrierna,

finpapperstillverkarna, pappersbrukens inköpsbolag för returpapper och branschorganisationen för den grafiska branschen.

Aktörerna har lovat att senast år 2006 samla in och återvinna minst 75 viktprocent av det kontorspappersavfall som uppstår i Sverige och som är tekniskt möjligt att använda som råvara vid papperstillverkning. De har också lovat att erbjuda alla kontor i landet kontorspappersinsamling på marknadsmässiga villkor.

### **3.3.9 Producentansvar för elektriska och elektroniska produkter**

Av direktiv om avfall som utgörs av eller innehåller elektriska eller elektroniska produkter (2002/96/EU) framgår att medlemsstaterna ska se till att det finns effektiva system för insamling. Syftet med direktivet är i första hand att förebygga uppkomsten av avfall som utgörs av eller innehåller elektriska eller elektroniska produkter (WEEE) och att det dessutom sker återanvändning, materialåtervinning och andra former av återvinning av sådant avfall för att minska bortskaffandet av avfall. I Sverige regleras detta genom förordningen (2005:209) om producentansvaret för elektriska och elektroniska produkter. Den som tillverkar och säljer eller importerar och säljer elektronik ska märka produkterna, samla in elavfallet och sedan se till att återanvända, återvinna eller ta hand om elavfallet på annat miljövänligt sätt. Enligt direktivet ska minst 4 kg elavfall per invånare samlas in och återvinnas. År 2012 samlades drygt 17 kg per invånare in i Sverige.

Sverige har relativt stor försäljning och användning av elprodukter, därav kan tyckas att målet på 4 kg insamlat elavfall per invånare är lågt. Nu finns dock ett nytt direktiv, 2012/19/EU, där nya krav ställs: ”Från och med 2019 ska minst 65 procent av den genomsnittliga vikten av EEE som släppts ut på marknaden under de tre föregående åren i den berörda medlemsstaten årligen samlas in, alternativt 85 procent av det WEEE som genererats uttryckt i vikt på den medlemsstatens territorium.” Detta innebär ett starkare samband med konsumtionsnivån. Det nya direktivet ska vara implementerat i svensk lagstiftning senast 14 feb 2014.

Att insamling och återvinning av avfall från elektriska och elektroniska produkter fungerar har stor miljömässig påverkan. Det finns stora risker i ett dåligt omhändertagande av elprodukter, eftersom de innehåller många farliga ämnen. Elprodukter innehåller dessutom ämnen som är väl lämpade för materialåtervinning. Mängden elavfall växer snabbt och är den snabbast växande avfallskategorin i världen. Förekomst av farliga ämnen är ett problem särskilt i samband med illegal transport till tredje världen. Materialåtervinning sker inte i tillräcklig omfattning. Det är viktigt att minska avfallsmängderna.

### **3.3.10 Statliga investeringsstöd**

De lokala investeringsprogrammen (LIP) var ett statligt stöd 1998-2001 som fördelades under 1998-2001. Syftet var att öka den ekologiska hållbarheten. Stödet uppgick till 6,2 miljarder kronor, vilket är Sveriges största enskilda satsning på miljön.

LIP efterträddes av Klimp, lokala klimatinvesteringsprogrammet. Klimp, har pågått under åren 2003 till 2012 omfattande 1 175 miljoner kronor i stöd till klimatinvesteringar.

Flertalet åtgärder har varit inom områdena energi, trafik och biogas samt informationsåtgärder, de flesta inom urban miljö.

Sedan 2010 fördelar Energimyndigheten stöd genom biogasutlysningen till marknadsintroduktion av ny teknik inom biogasområdet.

### **3.3.11 Avfallsförordningen**

Utöver miljöbalken finns bestämmelser om avfallshanteringen i avfallsförordningen (2011:927). I förordningen preciseras många av reglerna i miljöbalken närmare. Förordningen innehåller en rad definitioner samt regler om den kommunala renhållningsskyldigheten, kommunal renhållningsordning, allmänna bestämmelser om hantering av avfall samt tillstånds- och anmälningsplikt för transport och annan hantering av avfall.

### **3.3.12 Retursystem för plastflaskor och metallburkar**

Genom förordning (2005:220) har införts krav på godkänt retursystem. Detta innebär att den som yrkesmässigt tappar eller importerar konsumtionsfärdig dryck i plastflaska eller metallburk ska se till att flaskan eller burken ingår i ett godkänt retursystem om flaskan eller burken är avsedd för den svenska marknaden. Bestämmelser om återvinningsmål finns i förordningen om producentansvar för förpackningar.

### **3.3.13 Producentansvar för glödlampor och vissa belysningsarmaturer**

I förordning (2000:208) regleras producenters skyldighet att ta hand om avfall som utgörs av sådana elektriska och elektroniska produkter som utgör glödlampor eller belysningsarmaturer som tillverkats för att användas i hushåll, att informera om sitt ansvar, att lämna upplysningar som rör produkterna samt att samråda om skyldigheternas fullgörande.

### **3.3.14 EU:s system för handel med utsläppsrätter**

EU:s system för handel med utsläppsrätter är ett styrmedel för att på ett kostnadseffektivt sätt minska utsläppen av växthusgaser. Systemet omfattar alla medlemsländer samt Norge, Island och Liechtenstein. EU:s utsläppshandel inleddes år 2005 och har sedan starten stegvis utvidgas till att omfatta fler branscher. Idag ingår cirka 12 000 europeiska anläggningar i systemet, varav cirka 800 finns i Sverige. Många anläggningar finns inom energiintensiv industri och energiproduktion. Från år 2012 ingår även de flygoperatörer som flyger i EU. Principen för EU:s handelssystem är att utsläppen begränsas genom att en övre



gräns sätts för hur stora de totala utsläppen från företagen i systemet får vara. Denna högsta tillåtna gräns kallas ”utsläppstak” och kommer att sänkas successivt för att på så sätt minska utsläppen. Utsläppstaket beslutas av Europeiska kommissionen. Nuvarande utsläppstak innebär att utsläppen från berörda företag ska minska med 21 procent till år 2020 (jämfört med 2005).

För att få släppa ut växthusgaser måste deltagarna i systemet inneha utsläppsrätter. Varje utsläppsrätt ger rätt att släppa ut motsvarande 1 ton koldioxidekvivalenter. Det finns flera sätt för företagen att skaffa utsläppsrätter.

## 4 Föreslagna styrmedel

I detta avsnitt redovisas de förslag på styrmedel som Naturvårdsverket lyfter fram. Baserat på ovanstående analyser föreslås både förändringar av befintliga styrmedel aktuella samt helt nya styrmedel. Naturvårdsverket har även identifierat några ytterligare styrmedel som kan behövas men som inte har analyserats och konsekvensbedömts inom detta uppdrag. Dessa beskrivs under avsnitt Behov av ytterligare styrmedel, avsnitt 4.4.

Ändringar i och ökad tillämpning av befintliga styrmedel	Nya styrmedel	Behov av ytterligare styrmedel
Förtydligande av att kommunen ska arbeta med förberedelse för återanvändning	Vägledning om att kommunerna ska samla in plastavfall (ej förpackningar) av god kvalitet för materialåtervinning	Ansvar för tillsyn av förpackningars utformning läggs på nationell myndighet.
Utveckling av kommunal avfallsplanering och fysisk planering	Krav på godkänt insamlingssystem för insamling av tidningar och förpackningar	Styrmedel för att förebygga användningen av farliga ämnen som försvårar materialåtervinning
Höja återvinningsmål i förordningarna om returpapper och förpackningar	Överenskommelse för insamling i materialströmmar	Skatt på förbränning av avfall
Styrmedel för ökad kunskap och kontroll över farliga ämnen vid materialåtervinning	Krav på att verksamheter ska upprätta avfallsplaner	Reparationsavdrag
Viktbaserad avfallstaxa	Initiera utveckling av mål för branscher och landsting	
Informations- och kommunikationsåtgärder		

### 4.1 Ändringar i och ökad tillämpning av befintliga styrmedel

#### 4.1.1 Förtydligande av att kommunen kan arbeta med förberedelse för återanvändning

Kommunerna har redan idag möjlighet och skyldighet att förbereda avfall för återanvändning. Av 15 kap. 8 § MB framgår att varje kommun ska svara för att hushållsavfall från kommunen återvinns eller bortskaffas. Återvinning definieras i 4 § avfallsförordningen bl.a. som en avfallshantering som innebär förberedelse för återanvändning. Förberedelse för återanvändning innefattar enligt samma

bestämmelse avfallshantering som genom rengöring eller reparation gör att produkter eller komponenter som blivit avfall kan återanvändas. Av 15 kap. 5 a § MB framgår att den som innehar avfallet ska se till att avfallet hanteras på ett hälso- och miljömässigt godtagbart sätt. Denna bestämmelse ska tolkas mot bakgrund av 2 kap. MB och avfallsdirektivets bestämmelse om avfallshierarkin.

Kommunerna har idag även möjlighet att finansiera sådan verksamhet med avfallstaxan. Av 27 kap. 4 § MB framgår att kommuner får meddela föreskrifter om att avgift ska betalas för återvinning av avfall, vilket innefattar förberedelse för återanvändning.

Naturvårdsverket bedömer dock att detta behöver förtydligas och föreslår därför att en ny bestämmelse införs i avfallsförordningen som anger att kommunen ges möjlighet att sortera ut sådant avfall som lämpar sig för förberedelse för återanvändning från sådant avfall som från hälso- och miljösynpunkt bättre lämpar sig för annan återvinning eller bortskaffande.

Av bestämmelsen bör även framgå att kommunen ska bereda frivilligorganisationer och andra aktörer tillfälle att hämta utsorterade produkter på en av kommunen anvisad plats, innan kommunen själv hanterar dessa.

#### **4.1.2 Utveckling av kommunal avfallsplanering och fysisk planering**

Naturvårdsverket ska revidera föreskrifterna och allmänna råden om innehållet i en kommunal avfallsplan och länsstyrelsens sammanställning, NFS 2006:6. Syftet med ändringarna ska vara att få kommunerna att i ännu högre grad prioritera åtgärder för att komma högre i avfallshierarkin.

Vidare finns det behov av att i högre grad integrera avfallsplaneringen i den fysiska planeringen. Avfallshanteringen behöver uppmärksammas tidigare och på ett bättre sätt i den fysiska planeringen. Vid revidering av föreskrifterna bör även dessa aspekter uppmärksammas.

Det finns behov av vägledning kring hur avfallsfrågorna bör hanteras i den fysiska planeringen. Ytor för avfallsets infrastruktur är en fråga som inte går att lösa i varje enskild detaljplan. Det måste finnas en övergripande strategi där kommunens samlade behov för avfallshanteringen är beskriven (Avfall Sverige, 2013).

#### **4.1.3 Höja återvinningsmålen i förordningarna om producentansvar för förpackningar och returpapper**

För att kunna nå det föreslagna etappmålet behöver materialåtervinningen av både förpackningar och tidningar öka. Det som idag till stor del styr hur mycket förpackningar och tidningar som materialåtervinns är återvinningsmålen i förordningarna om producentansvar för förpackningar och tidningar. Dessa mål har

inte höjts sedan förordningarna tillkom under 1990-talet. Det finns inga incitament enligt förordningarna att återvinna mer än vad som anges i målen.

Nedan anges förslag till höjda återvinningsmål. Nivåerna utgår från miljönyttan med ökad materialåtervinning och vad som är möjligt att uppnå genom främst förbättrad insamling. För förpackningar av metall är nivån högst. Där finns både en stor miljönytta och förutom förbättrad insamling finns det goda möjligheter till eftersortering av metall.

Förslag till höjda nivåer från och med år 2020:

Förpackningar av metall, dock inte dryckesförpackn.	85 % materialutnyttjande
Förpackningar av glas	90 % materialutnyttjande
Förpackningar av papp, papper, kartong och wellpapp	85 % materialutnyttjande
Förpackningar av plast, dock inte dryckesförpackningar	50 % materialutnyttjande
Returpapper	90 % materialutnyttjande

#### **4.1.4 Viktbaserad avfallstaxa**

Ett system med viktbaserad avfallstaxa för hushåll innebär att hushållen eller fastighetsägaren betalar per kg avfall som slängs i kärl-/säckavfallet istället för att betala för volym på avfallskärlet och tömningsfrekvens, vilket är det vanligaste systemet idag. Styrmedlet innebär att hushållen/fastighetsägarna får en direkt ekonomisk återkoppling på mängden avfall de genererar. Detta innebär att det finns tydliga incitament för hushållen/fastighetsägarna att minska mängden kärl-/säckavfall.

År 2010 var det 29 kommuner i Sverige som tillämpade viktbaserad avfallstaxa. (Avfall Sverige, 2012) De analyser och utvärderingar som har gjorts på viktbaserad avfallstaxa i Sverige kommer fram till olika slutsatser vad gäller vilken effekt taxan har på ökad återvinning. De flesta studier visar dock att kärl- och säckavfallet från hushåll med viktbaserad avfallstaxa är lägre jämfört med samma avfall från hushåll med volymbaserad taxa; (Avfall Sverige, 2009), (Dahlén, 2008), (IVL, 2012), (Dahl, 2010), (Gidlund & Lundström, 2008) samt (Hörnfeldt, 2010). I flera av dessa fall går det dock inte att dra några säkra slutsatser om hur viktbaserad avfallstaxa faktiskt har påverkat återvinningen av tidningar och förpackningar. Enligt IVL (2012) medförde dock införandet av den viktbaserade avfallstaxan att sortering av förpackningar och tidningar ökade.

Hage och Söderlund (2008) visar att insamlingen av plast är större i de kommuner som har viktbaserad avfallstaxa jämfört med de kommuner som har volymbaserad taxa. Även Plastkretsen (2013) visar att insamlingen av plast är större från kommuner med viktbaserad taxa än riksgenomsnittet.

En majoritet av alla de studier som har gjorts på viktbaserad avfallstaxa har gjorts på enfamiljshus. Eftersom avfallstaxan är inkluderad i hyran för boende i

flerfamiljshus får dessa hushåll inte samma direkta ekonomiska incitament att minska avfallsmängderna och motsvarande resultat kan inte förväntas från dessa hushåll. Effekterna på flerfamiljshus visade sig i Göteborg vara i stort sett obefintliga (Avfall Sverige, 2012a). En viktbaserad avfallstaxa kan dock tänkas ge hyresvärdarna incitament att förbättra möjligheterna för källsortering, vilket kan leda till ökad återvinning och minskade mängder restavfall. (Avfall Sverige, 2012)

#### **4.1.5 Informations- och kommunikationssatsningar för beteendeförändringar**

För att påverka och ändra människors beteenden behövs information och kommunikation. Skillnaden mellan begreppen information och kommunikation är att information avser innehållet, budskapet medan kommunikation avser formen för att framföra budskapet. Det innebär att det i första hand är kommunikationen som syftar till att påverka människors känslor, kunskap, attityder och beteenden (Falkheimer och Heide, 2003).

Det finns i dagsläget inget utpekade ansvar i lagstiftningen för vem som ansvarar för information om förpackningsavfall till hushåll. Det finns en överenskommelse<sup>27</sup> undertecknat av FTI AB, Avfall Sverige, Sveriges Kommuner och Landsting (SKL) och Svensk Glasåtervinning där kommunerna har tagit på sig ett lokalt informationsansvar gentemot invånarna i kommunen medan FTI tog på sig ett övergripande ansvar för information och kommunikation med verksamheter där fastighetsägare i flerfamiljshus inkluderas. Inom kommunen kan ansvaret i sin tur vara delat mellan flera olika aktörer; kommunal förvaltning, kommunala avfallsbolag, avfallsentreprenörer, kommunala bostadsbolag, privata fastighetsägare m.fl. Idag anser dock företrädare för både FTI AB och Avfall Sverige att överenskommelsen är inaktuell. (Plastkretsen, 2013) Ett klagande i informationsansvarsfrågan förväntas i propositionen som baseras på Avfallsutredningen ”Mot det hållbara samhället – resurseffektiv avfallshantering” (SOU 2012:56). I utredningen föreslås att kommunen ges det övergripande ansvaret för informationen till allmänheten.

I en studie från Plastkretsen (2013) utvärderas och analyseras bland annat information- och kommunikationssatsningar i fem olika kommuner i Sverige. Några av slutsatserna som dras i denna studie är att engagerad kommunikation med hushållen är en avgörande faktor för att insamlingen av förpackningar och tidningar ska öka. Kommunikationen är extra betydelsefull för hushåll som lämnar sorterat material vid ÅVS och/eller källsorteringsrummet i flerfamiljshus. Problemet är att det är framförallt med hushåll i flerfamiljshus som kommunernas kommunikation fungerar sämst. Det är endast i mycket liten utsträckning som det finns direkt strategisk kommunikation från kommunen, avfallsentreprenören eller hyresvärderna till de boende. Eftersom den största delen av befolkningen i en större

<sup>27</sup> Samarbetslösning på avfallsområdet enligt Kommittédirektiv 2008:9

stad bor i flerfamiljshus missar man därmed en stor del av målgruppen. För att kommunikationen ska leda till att människor ändrar beteende krävs en fördjupad analys av målgruppen och dess förutsättningar för att sortera.

Resultat från forskningsprogrammet Hållbar avfallshantering (Naturvårdsverket, 2012) visar att masskommunikation har svårt att få fram informationen till den avsedda målgruppen. I de fall informationen når fram är det endast en mycket liten del av den som tas i beaktande av mottagaren. Detta beror dels på att svårigheten för avsändaren att ge tillräckligt riktad information och dels på att mottagaren väljer om den vill ta till sig informationen eller inte. Dessutom har information som ensamt styrmedel ofta väldigt liten effekt för beteendeförändringar. För att information ska få någon effekt måste både informationen och sättet den kommuniceras på utformas noggrant och genomföras tillsammans med andra åtgärder eller styrmedel.

Miljöinriktad information har använts med syftet att öka kunskapen hos hushåll, baserat på tanken att det är brist på kunskap som gör att hushåll inte sorterar sitt avfall. Forskningen visar dock att ökad kunskap inte är tillräckligt för att få till stånd en beteendeförändring. Viss kunskap är dock en förutsättning för att hushållen ska sortera. Istället för kunskap kan information som pekar på den moraliska innebörden i att agera miljövänligt och som aktiverar sociala och personliga normer ha större effekt på beteendet. Det är viktigt att komma ihåg att hushåll skiljer sig åt vad gäller värden, mål och levnadsprinciper och att detta även kan skilja sig åt för personer i samma hushåll. Det är därför viktigt att informationen och kommunikationen anpassas och utformas så att den stämmer överens med individernas värden och mål. Resultaten från forskningsprogrammet lyfter även fram att det är viktigt att det betonas att den enskilda individens insats gör skillnad. Detta för att minska risken för att individen ska avfärda den egna insatsen som betydelselös och därmed avstår att agera. (Naturvårdsverket, 2012)

En viktig slutsats från forskningsprogrammet är även att sorteringen av avfall inte styrs av ett enda beteende utan det är flera olika beteenden som avgör hur en individ källsorterar. Sorteringen av papper, kartong och glas upplevs sällan som en stor uppoffring. Att däremot sortera ut plast eller matavfall upplevs som mer besvärligt och genomförs i mindre utsträckning. Det krävs därmed olika typer av information och kommunikation för att förändra de olika beteendena.

Ett sätt att lyckas med informationssatsningar är genom personlig kommunikation. Det kan exempelvis göras i någon form av ”sop-coacher” eller ”sopklubbar” då hushåll ges tillfälle att ställa frågor. Ett annat sätt är att anspela på sociala normer genom att t.ex. lyfta upp att alla i hyresföreningen, bostadsområdet etc. sorterar. Detta talar till individens vilja att tillhöra gruppen och göra som alla andra gör för att bli omtyckt och accepterad. För att informationen ska nå fram är det även viktigt att den är lättillgänglig, tydlig samt att den har ett högt instruktionsvärde.

Det ska tydligt framgå *vad* det är som ska göras och *hur* det ska göras.  
(Naturvårdsverket, 2012)

#### **4.1.6 Styrmedel för ökad kunskap och kontroll över farliga ämnen vid materialåtervinning**

Genom att öka materialåtervinningen med fokus på material av god kvalitet bedömer Naturvårdsverket att materialåtervinningen kan utvecklas i linje med etappmålet om giftfria och resurseffektiva kretslopp.

Tekniker för ökad materialåtervinning behöver utvecklas parallellt med tekniker för att identifiera och sortera ut de material som inte kan materialåtervinnas på ett säkert sätt. Här har företagen ett stort ansvar att samla kunskap om innehållet av farliga ämnen i de material som ska återvinnas och att utveckla tekniker för identifiering, sortering och kontroll av materialet.

Även myndigheterna, framför allt Naturvårdsverket och Kemikalieinspektionen, har en viktig roll i att informera, vägleda och kontrollera att materialåtervinningen kan öka på ett sätt som innebär att målsättningen om giftfria och resurseffektiva kretslopp kan nås. Myndigheterna har ett flertal tillgängliga möjligheter och verktyg för att arbeta med dessa frågor, framförallt inom ramen för arbetet med tillsyn och vägledning.

## **4.2 Nya styrmedel**

### **4.2.1 Vägledning om att kommunen ska samla in plastavfall (ej förpackningar) av god kvalitet för materialåtervinning.**

Vägledningen ska syfta till att få fler kommuner att tillhandahålla insamling av sådant plastavfall (ej förpackningar) som är lämpligt att materialåtervinna. Vägledningen ska rikta sig till de kommuner som har lokala förutsättningar för sådan insamling utifrån ett samhällsekonomiskt och insamlingstekniskt perspektiv.

Insamlingen ska bara omfatta sådant plastavfall som är lämpligt att materialåtervinna. Plastavfall som innehåller vissa typer av tillsatsämnen bör inte materialåtervinnas. Kommunerna ska informera konsumenterna om vilket avfall som ska lämnas för materialåtervinning och ge möjlighet att lämna det övriga plastavfallet för annan behandling.

Insamlingen av plasten ska i första hand ske på återvinningscentralerna, vilket redan idag sker vid ett tjugotal kommuner.<sup>[1]</sup> Den utökade insamlingen av plast bör kompletteras med vägledning om hur plasten bör samlas in och om vilken typ av information kommunerna ska ge till konsumenterna. Ett projekt pågår inom Nordiska ministerrådet att ta fram vägledning för de nordiska länderna om

---

<sup>[1]</sup> Swerec har idag avtal med ett 20-tal kommuner om insamling av detta plastavfall

insamling av plast på återvinningscentralerna. Se även styrmedel för ökad kunskap och kontroll över farliga ämnen vid materialåtervinning.

Insamling av plast på återvinningscentralerna sker redan idag i ett tjugotal kommuner<sup>28</sup>. För att få tillräckligt god kvalitet på det insamlade avfallet finns det information vid containern om vilken plast som bör sorteras ut till materialåtervinning. Sådan plast som inte bör sorteras till materialåtervinning sorteras som brännbart avfall. Lämpligen ställs en container för brännbart avfall i anslutning till insamlingen av plast<sup>29</sup>.

För att förbättra servicen och effektivisera insamlingen bör smått plastavfall samlas in tillsammans med förpackningsavfallet, se avsnittet insamling i materialströmmar. Skrymmande avfall bestående av plast bör samlas in som en separat grovavfallsfraktion.

#### **4.2.2 Krav på godkänt insamlingssystem för insamling av tidningar och förpackningar**

Styrmedlet innebär att den producent eller sammanslutning av producenter som samlar in tidningar och förpackningar ska ha ett godkänt insamlingssystem. Endast aktörer som godkänts får bedriva insamling av förpackningar eller returpapper. Den som har tillståndet ansvarar för hur insamlingssystemet bedrivs.

Naturvårdsverket kan se två vägar att gå för att få till stånd godkända insamlingssystem. Antingen ska insamlingssystemen godkännas av Naturvårdsverket eller så införs ett system med krav på obligatorisk certifiering av insamlingssystemen. Certifieringen ska ske av ett ackrediterat certifieringsorgan. Alternativet med certifiering behöver dock utredas närmare och har inte konsekvensanalyserats inom detta uppdrag.

Ett godkännande (tillstånd) förenas med de villkor som behövs för att systemet ska fungera tillfredsställande. Vilka villkor som bör gälla behöver preciseras närmare i föreskrifter från Naturvårdsverket. Naturvårdsverket har enligt förordning (2006:1273) om producentansvar för förpackningar bemyndigande att meddela föreskrifter om detta. Bemyndigandet omfattar även föreskrifter om hur förpackningarna bör tas omhand och hur rapportering om resultaten av insamlingen och återvinningen ska ske. Villkoren för insamlingssystemen bör ge förutsättningar för en god servicenivå och kostnadseffektivitet i insamlingssystemen. Vidare bör

---

<sup>28</sup> Swerec har idag avtal med ett 20-tal kommuner om insamling av detta plastavfall

<sup>29</sup> Exempel på plastavfall som är lämpligt att materialåtervinna är plaströrelser, pulkor, dunkar, hinkar, blomkrukor, brevlådor, tvättkorgar, tandborstar, diskborstar. Exempel på plastavfall som inte bör hanteras i detta insamlingssystem är farligt avfall, elektronik, CD skivor, frigolit, skor, småbåtar, tält och mjuka väskor. Elavfall och farligt avfall som innehåller plast ska hanteras separat.



övergripande krav ställas på uppfyllande av återvinningsmål, geografisk spridning, informationskrav, åtgärder mot nedskräpning, övervakning mm.

Tillståndet ska kunna dras in för ett insamlingssystem som är godkänt men som inte lever upp till kraven. För att det ska kunna säkerställas att kraven uppfylls och för att kunna utvärdera hur insamlingen fungerat bör tillstånden vara tidsbegränsade.

Kravet med på förhand godkända insamlingssystem innebär att kommunen som tillsynsmyndighet får en större möjlighet att bedriva tillsyn över producentansvarskollektivet. Varje producent ska kunna visa vilket system man ingår i och producenter som inte är anslutna till systemet kan tilldelas vite som ökar för varje månad som anslutningsavtal inte tecknas

Om ansvaret för insamlingen övergår till kommunen bör ett system med förhandsgodkända systemadministratörer införas. Dessa ska ansvara för hanteringen av det insamlade materialet i efterföljande led.

#### **4.2.3 Överenskommelse för insamling i materialströmmar**

I regeringssuppdraget ”System för insamling av hushållsavfall i materialströmmar” (Naturvårdsverket, 2008) gjorde Naturvårdsverket bedömningen att kommunerna och producenterna bör samarbeta för att införa ett sådant system (då en frivillig överenskommelse är en samhällsekonomiskt mer effektiv lösning än lagstiftning). Naturvårdsverket bedömer att det bör utredas ytterligare om det finns möjlighet att träffa överenskommelse med producenterna av förpackningar om att dessa även ska ta emot mindre avfall av plast och metall i insamlingssystemen för förpackningar eller efter insamling under förutsättning att ansvaret för insamling övergår till kommunerna. Större avfall av plast och metall ska kunna sorteras ut och lämnas på kommunernas återvinningscentraler.

Insamling i materialströmmar för hushållens avfall skulle troligen bli lättare att få till stånd om ansvaret för insamling av förpackningar övergår till kommunen, enligt avfallsutredningens förslag.

#### **4.2.4 Krav på att verksamheter ska upprätta avfallshanteringsplaner**

En avfallshanteringsplan kan antingen vara ett eget dokument eller ingå som en del i en heltäckande miljöplan för företaget, t.ex. i miljöledningssystem som EMAS eller ISO 14000. I avfallsplanen kan alla aspekter tas med som berörs av avfallshanteringen, t.ex. policyfrågor, organisation, teknik, ekonomi m.m.

Kravet skulle kunna gälla verksamheter över en viss storlek, eller som har avfallsmängder som överstiger vissa givna gränser. Kravet skulle kunna vara att verksamheten ska redovisa en avfallshanteringsplan som beskriver hur avfallet kommer hanteras i enlighet med avfallshierarkin.

Vid utformningen av krav på avfallshanteringsplaner kan jämförelse göras med vad som gäller för avfallshanteringsplaner enligt förordningen (2013:319) om utvinningsavfall. Naturvårdsverket bedömer att det bör ställas krav på att verksamhetsutövaren ska se över planen vid behov och minst vart fjärde år.

Det bör övervägas på vilket sätt arbetet med avfallshanteringsplanerna ska följas upp. Genomgång av verksamheternas avfallshanteringsplaner bör ske som en del av miljötillsynen av verksamheterna. Närmare utformning av ett sådant krav behöver utredas.

#### **4.2.5 Initiera utveckling av mål för landsting och branscher**

Naturvårdsverket avser att ha dialog med landsting och branscher där det uppstår mycket osorterat avfall om mål och åtgärder för ökad förberedelse för återanvändning och materialåtervinning av avfall. Det kan ske i form av seminarier med landsting och berörda branscher. Detta arbete kan samordnas med arbetet med nästa nationella avfallsplan.

### **4.3 Ytterligare styrmedel som kan behövas**

Nedan anges ytterligare styrmedel som Naturvårdsverket har identifierat som intressanta. Dessa styrmedel har dock inte analyserats inom detta uppdrag. En del av styrmedlen nedan har även föreslagits i avfallsutredningen (SOU 2012:56). Vi bedömer att flera av dessa styrmedel kan ha hög måluppfyllelse och vara kostnadseffektiva men ser att osäkerheter med att uppnå mätbara effekter till år 2020.

#### **4.3.1 Ansvaret för tillsyn av förpackningars utformning läggs på nationell myndighet**

Producentansvaret för förpackningar ställer krav på att förpackningar ska framställas så att deras volym och vikt begränsas. Vidare ska de utformas så att de är återvinningsbara. Kommunen har tillsynsansvar för att reglerna i förordningen följs. Avfallsutredningen konstaterar att det finns stora brister i denna tillsyn och föreslår att tillsynen för förpackningars utformning bör läggas på en nationell myndighet. För att underlätta myndighetens arbete med tillsyn bör användning av harmoniserande standarder likställas med att kravet om att framställa förpackningar så att volym och vikt begränsas anses vara uppfyllda. Det gäller även kravet om att förpackningarna ska vara återvinningsbara.

#### **4.3.2 Styrmedel för att motverka användningen av farliga ämnen som försvårar materialåtervinning**

De produkter som tillverkas av återvunnet material måste uppfylla kemikalielagstiftningen och i de flesta fall gäller reglerna på samma sätt för nytillverkade och återvunna material. Avfall som återvinns kan innehålla ämnen som är förbjudna att använda i nya produkter och varor. Plast är exempel på avfall

som kan innehålla tillsatser som i vissa fall kan göra att materialet är direkt olämplig att materialåtervinna. Om sådan plast ändå används för att tillverka nya produkter kan det leda till att dessa produkter inte uppfyller kemikalielagstiftningen. Exempel på ämnen som är förbjudna att använda i nytillverkade produkter är ämnen ur grupperna bromerade flamskyddsmedel och mjukgörare.

Generellt är dessutom kunskapen om vilka kemiska ämnen som har farliga eller särskilt farliga egenskaper ännu bristfällig. Ett viktigt syfte med EU:s kemikalielagstiftning är att successivt åtgärda denna kunskapsbrist. Den så kallade kandidatförteckningen i Reach över särskilt farliga ämnen utökas fortlöpande. Fler farliga och särskilt farliga ämnen kommer framöver också att bli helt eller delvis förbjudna att använda enligt EU:s kemikalielagstiftning. Det medför att det inte går att presentera någon slutlig lista på vilka ämnen som kan vara problematiska eller inte får förekomma i återvunnet material. Vilka material som lämpar sig att återvinna kan alltså ändras över tid i takt med att kunskapen ökar och EU:s kemikalielagstiftning ändras.

EU:s kemikalieförordning Reach ställer krav på registrering av ämnen som släpps ut på marknaden i EU<sup>30</sup>. Reglerna i Reach och CLP (EG 2008) ställer även krav på att den verksamhetsutövare som släpper ut en kemisk produkt (ämne eller blandning) på marknaden har kännedom om det kemiska innehållet och gör en bedömning av om produkten har några farliga egenskaper. Dessa krav gäller även för återvunna material som inte längre är avfall utan i lagens mening har övergått till att vara en kemisk produkt (ämne eller blandning). En mer detaljerad genomgång av vilka bestämmelser som gäller finns i europeiska kemikaliemyndigheten ECHA:s vägledning om avfall och återvunna ämnen (EU, Echa ). Dessutom finns krav på information om vissa särskilt farliga ämnen som förekommer i varor vid koncentrationer över 0,1 % (Kemi, 2013). Även för ämnen som inte är förbjudna i nya produkter krävs alltså att den som återvinner har kunskap om vilka ämnen som förekommer i materialet.

Myndigheterna, framför allt Naturvårdsverket och Kemikalieinspektionen, har en viktig roll i att informera, vägleda och kontrollera att materialåtervinningen kan öka på ett sätt som innebär att målsättningen om giftfria och resurseffektiva kretslopp kan nås. Myndigheterna har ett flertal tillgängliga möjligheter och verktyg för att arbeta med dessa frågor, framförallt inom ramen för arbetet med tillsyn och vägledning såsom exempelvis:

- Informera och vägleda företag om de skyldigheter som gäller för den som återvinner ett material så att det upphör att vara avfall
- Vägleda om vilka material som inte bör återvinnas på grund av innehåll av farliga ämnen

---

<sup>30</sup> Finns möjlighet till undantag för återvunna ämnen om villkoren i Reach artikel 2.7 d är uppfyllda

- Utöva tillsyn över de företag som säljer återvunnet material som upphört att vara avfall på den svenska marknaden och över de företag som importerar varor tillverkade av återvunnet material
- Vägleda och utöva tillsyn över gränsöverskridande transporter av avfall som skickas för återvinning till andra länder

Vid materialåtervinning övergår ett material i något skede från att betraktas som ett avfall till att betraktas som en produkt (ämne, blandning eller vara). I och med denna övergång omfattas materialet inte längre av avfallslagstiftningen utan av produkt- och kemikalielagstiftningen. Därmed flyttas också ansvaret för tillsyn och tillsynsvägledning i många fall mellan de ansvariga myndigheterna som är Naturvårdsverket, Kemikalieinspektionen, länsstyrelser och kommuner. Tillsyn och vägledning om materialåtervinning i relation till farliga ämnen kan därför lämpligen utföras i samverkan mellan de ansvariga myndigheterna.

Förutom att arbeta vidare med de fyra punkterna ovan behöver myndigheterna få svar på hur väl utsortering av material som innehåller farliga ämnen fungerar, vilka särskilt farliga ämnen som kan förekomma i materialet och hur bedömningar görs av när materialet övergår från att vara avfall till produkt (ämne, blandning eller vara). Denna typ av underlag behövs för att bedöma om det framöver exempelvis bör införas krav på utsortering av viss plast för materialåtervinning.

### **4.3.3 Skatt på förbränning av avfall**

#### *Historik om skatt på förbränning av avfall i Sverige*

I juli 2006 infördes en skatt på förbränning av avfall i Sverige. Det övergripande syftet var att gynna den avfallshantering som ansågs miljömässigt och samhällsekonomiskt fördelaktig, men skatten skulle dessutom sträva efter att uppfylla de miljö- energi- och klimatpolitiska målen. Skatten hade två huvudsyften: att göra behandlingsmetoden förbränning relativt dyrare än andra behandlingsmetoder och på så sätt stimulera till ökad materialåtervinning samt att eftersom hushållsavfall innehåller fossilt material sätta ett pris på de utsläpp av koldioxid som uppkommer vid förbränningen. (SOU 2009:12)

Det fossila kolinnehållet i hushållsavfallet beräknades schablonmässigt uppgå till ca 12,6 procent av hushållsavfallets vikt. De anläggningar som endast har värmeproduktion uppgick skatten till 487 kr per ton medan de anläggningar som även har elproduktion får skattebefrielse vilket ledde till att de betalade en skatt på ca 98 kr per ton. Mer än 95procent av hushållsavfallet som går till förbränning åtnjöt nedsättning av skattesatserna vilket innebar att skatten i genomsnitt uppgick till ca 90 kr per ton. (SOU 2009:12)

Utformingen av skatten gav inte den förändring som var önskvärd. Den visade på små, om ens några, effekter på mängden genererat hushållsavfall eller på graden av materialåtervinning och inte heller på volymen kraftvärmeproduktion. Skatten

uppfattades också av förbränningsanläggningarna som extremt krånglig att hantera såväl ur optimeringssynpunkt- som ur redovisningssynpunkt.

Aska-utredningen bedömde att i avvägningen mellan förbränning och återvinning är den existerande skatten främst en rent fiskal skatt, dvs den saknar nästan helt styreffekter. Det är snarare en omfördelning av avfallet mellan olika förbränningsanläggningar till priset av ökade transportkostnader, vilket inneburit ökad miljöpåverkan. På basis av de slutsatser som Askautredningen kom fram till avskaffades skatten 2010.

Bisaillon (2009) bedömer att några av orsakerna till att skatten hade dålig styreffekt var att skatten baserades på ett schablonberäknat kolinnehåll för ett uppskattat blandat hushållsavfall. Oavsett hur mycket plast som det brännbara avfallet innehöll blev skatten den samma.

Ett positivt resultat från skatten var dock att den styrde mot ökad elproduktion vilket ur klimatsynpunkt är positivt. Skatten utformades så att avfall som användes för elproduktion var skattebefriat. Verksamhetsavfallet däremot styrdes mot förbränning i anläggningar med endast värmeproduktion.

### ***Internationella erfarenheter***

Den tidigare förbränningsskatten i Sverige riktades endast mot hushållsavfall. Verksamhetsavfall ingick inte i skatten. I Danmark var skatten bredare och gällde även för företag. Resultat därifrån visade att t.ex. återvinningen av byggmaterial ökade från 12 procent 1985 till att 94 procent av allt byggmaterial återvanns år 2005. Stor del av avfallet gick från att deponeras till återvinning, men även förbränningen minskade med 5 procent. (Fischer 2008)

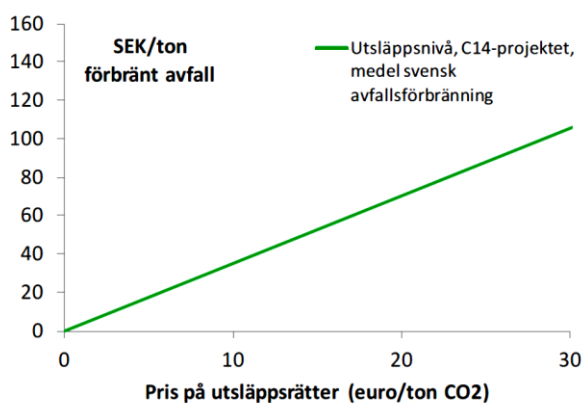
I England har nya styrmedel inom avfallsområdet diskuterats och förbränningsskatt har åter varit upp för diskussion. Återvinningsbart material som skickas till MRFs (Material Recycling Facilities) i Storbritannien betalar 9 pund per ton och de betalar ca 70-90 pund per ton om de skickas till förbränningsanläggningar. Skottland har antagit en strategi ”Zero Waste” där utsorterat återvinningsbart material är förbjudet att skickas till förbränning. I Storbritannien finns därför få argument för att en förbränningsskatt ska styra om avfallet från förbränning till återvinning. (Scottish ESA 2012)

I Sverige är kostnaderna för förbränning fortfarande lägre än kostnaderna för återvinning av vissa material, t.ex. plast. Idag uppfattas återvinningen av plast som dyr för många kommuner. När den skickas till Swerec betalar kommunerna ca 500 kr per ton. I jämförelse med hur en skatt som baseras på fossilt innehåll skulle kosta, resulterar det i en billig åtgärd. Sådant avfall som varken lämpar sig för förberedelse för återanvändning eller materialåtervinning bör kunna tas om hand och bli till värme och el i stället för att deponeras.

Avfallsutredningen (SOU 2012:56) föreslår att införandet av en förbränningsskatt kan vara ett sätt att förhindra en fortsatt utveckling mot utbyggnad av avfallsförbränningsanläggningar.

### ***Befintliga styrmedel som påverkar avfallsförbränningen***

Från och med januari 2013 inkluderas avfallsförbränningsanläggningar i Det Europeiska handelssystemet för CO<sub>2</sub>. Hållbar Avfallshantering har studerat möjliga vilka effekter det kan få på svensk avfallshantering. Deras slutsats är att priset på utsläppsrätter är för lågt för att göra åtgärder som minskar utsläppen av fossil CO<sub>2</sub> vid avfallsförbränningen lönsamma (se figur 3). Slutsatsen är att inkludering av avfallsförbränningsanläggningar i handelssystemet troligen kommer att ha liten effekt på ökad materialåtervinning.



Figur 3. Kostnad för utsläppsrätter för svensk avfallsförbränning med el- och värmeproduktion exklusive tilldelning som funktion av priset på utsläppsrätter Källa (Bisaillon 2013)

I figur 3 illustreras kostnaden för utsläppsrätter, exklusive tilldelning, för svensk avfallsförbränning som funktion av priset på utsläppsrätter. Här används ett medelutsläpp (370 kg fossilt CO<sub>2</sub> / ton förbränt avfall) som baseras på resultaten från Avfall Sveriges omfattande studie kring fossila CO<sub>2</sub> utsläpp från svensk avfallsförbränning. Givet den nivå som antas gälla för priset på utsläppsrätter år 2020 (25 euro / ton) och medelutsläpp enligt ovan hamnar utsläppsrättskostnaden, exklusive tilldelning, på knappt 90 kr / ton. Inklusiv den tilldelning som sker år 2020 hamnar nettokostnaden år 2020 på drygt 50 kr/ ton. (Bisaillon 2013)

### **Möjlig framtida utformning**

Målet med att styra om förbränning mot ökad materialåtervinning är främst att minska de miljöeffekter som förbränningen ger upphov till. En omformad skatt bör därför utformas för att komma åt just det avfallet som t.ex. har högt innehåll av fossilt kol.

I Bisailon (2009) studerades möjliga sätt att omforma förbränningsskatten så att den skulle få den effekt som varit önskvärd. Den tidigare införda skatten skulle kunna omformas helt för att bli en viktbaserad skatt på enbart fossila avfallsfraktioner eller att utnyttja befintligt skattesystem genom att dagens schablonuppskattning av fossilinnehåll ersätts av mätningar av verkliga mängder fossilt avfall.

De resultat som diskuteras i Bisailon (2009) baseras på analyser som gjordes i Sahlin et al 2007 där två olika typer av skattesystem för avfallsförbränning studerades: den skatt som infördes 2006 som baserades på ett schablonberäknat kolinnehåll och en specifik skatt som baseras på verkligt kolinnehåll.

Den tidigare skatten inkluderade en energiskatt på 150 kr/ ton fossilt kol och en CO<sub>2</sub> skatt på 3374 kr per ton fossilt kol. Eftersom skatten baserades på ett schablonberäknat fossilt kolinnehåll uppgick skatten i genomsnitt till endast ca 90 kr per ton hushållsavfall.

En specifik skatt skulle i stället utformas så att varje anläggning betalar 3374 + 150 kr per ton uppmätt fossilt kol. Om det som ska förbrännas innehåller 90 procent av plast med fossilt kol blir skatten för anläggningen 3172 kr/ ton förbränd plast i anläggningar med endast värmeproduktion och 558 kr per ton i anläggningar med kombinerad värme och el produktion. Resultaten i Sahlin (2007) visar att en klimatskatt skulle ge en liten effekt på total materialåtervinning men ge en ökad återvinning av hård plast med ca 14 procent i jämförelse med 2007 års nivå.

#### Potentiella för- och nackdelar av en klimatskatt

+ Kan i högre utsträckning ge en styrning mot att återvinna plast av hög kvalitet vilket inte bara minskar utsläppen av klimatpåverkande gaser utan även ger flera andra positiva miljöeffekter
+/- En skatt på förbränning ger inte signaler till vad som bör göras utan bara vad som inte ska göras med en förhoppning om att man därigenom hittar bättre lösningar. Mer direkta styrmedel kan eventuellt utnyttjas för att ge tydligare styrning till önskvärd plaståtervinning.
- Svårigheter och kostnader förknippade med att mäta och kontrollera de mängder fossilt kol som finns i det avfall som sätts

Skatten kräver utveckling av teknik som kan mäta det fossila innehållet av avfallet, t.ex., genom mätning av "exhaust gas". Om man med rimliga insatser klarar av mätning och uppföljning av fossilbaserat CO<sub>2</sub> i rökgaserna är det relativt enkelt att införa en styrande skatt. I detta fall innebär det en skatt på 101 öre per kg CO<sub>2</sub> vilket omräknad innebär att man beskattar förbränning av plastavfall med över 3000 kr/ton. (Bisailon 2007)

I framtiden kan teknisk utveckling göra det möjligt för avfallsförbränningsanläggningarna att debitera företag för varje kilo plastavfall de

levererar. Detta skulle ge företagen, men inte hushållen, ett tydligt incitament för att öka källsorteringen av plastavfall.

Konsekvenserna av och en möjlig utformning av en skatt behöver utredas vidare och det är troligt att effekterna av en skatt på förbränning inte är synliga innan 2020, dvs då detta etappmål ska uppnås. Naturvårdsverket väljer därför inte att gå vidare med detta inom uppdraget för detta etappmål men förespråkar att en annorlunda utformning av avfallsförbränningsskatt utreds. I avfallsutredningen finns förslag om att tillsätta en utredning om att införa förbud mot eller skatt på förbränning av vissa utpekade avfallsflöden. I en utredning av en avfallsförbränningsskatt behöver risker för spridning av farliga ämnen i kretsloppen beaktas. Erfarenheter av deponiskatten visar att den inneburit ett tryck på att återvinna avfall men att det inte alltid varit självklart att skatten styr mot den hantering som är bäst ur miljösynpunkt. Ett förslag till förbränningsskatt bör utformas så att den styr mot en miljö- och hälsomässigt säker användning av avfall där risker med spridning av farliga ämnen i kretsloppen så långt som möjligt förebyggs.

#### **4.3.4 Reparationsavdrag**

Reparationsavdrag innebär att individen ges incitament till att laga trasiga produkter istället för att slänga dem och på så sätt öka sin nytta av att investera i dyrare varor med längre livslängd (högre kvalitet). Syftet med reparationsavdrag är att förbättra resursutnyttjandet vilket görs genom att sänka kostnaden genom en skattelättnad för reparationstjänster så att individen kan öka konsumtionen av reparationstjänster. Syftet är vidare att minska avfallsmängderna och att stimulera till ökad återanvändning.

Ett problem är att det idag slängs produkter som egentligen inte är uttjänta utan går att reparera. En anledning kan vara att det inte är privatekonomiskt rimligt att lämna in produkterna för reparation. Det är mycket billigare att köpa nytt istället. Detta beror till stor del på att nyproduktion av textilier och t.ex. elektronik sker i länder där priset på arbetskraft är lågt, medan reparation av produkter sker i Sverige där priset på arbetskraften är betydligt högre. Avdrag på reparationstjänster är ett sätt att minska kostnadsgapet mellan inköp av nya produkter och reparation av produkter. Även om en skattelättnad för reparation inte fullt ut kan konkurrera med priset på nya varor signaleras frågans betydelse genom att man inför avdrag för dessa tjänster. En lägre skatt på reparationstjänster kan tänkas leda till ökad efterfrågan på reparationstjänster, vilket skulle kunna leda till att hushållen reparerar mer och slänger mindre. Men samtidigt bedöms transaktionskostnaderna för att köpa reparationstjänster som relativt höga, vilket också kan komma att påverka efterfrågan på tjänsten. Däremot skulle ett reparationsavdrag troligen innebära en förbättring för dem som konsumerar och producerar reparationstjänster, även om det inte är säkert att samhällets totala sysselsättningsgrad ökar (Naturvårdsverket, 2013)



I avfallsminskande syfte kan ett reparationsavdrag innefatta *underhåll*. Föremål som hemelektronik skulle framförallt gagnas av en sådan skattelättnad men även t.ex. cyklar och skor. Att minska kostnaden för underhåll och även reparationer ökar den relativa förtjänsten av att köpa hållbara produkter. En möjlighet är även att vidga reparationsavdraget från att endast gälla privatpersoner till att även företag som idag samlar in och säljer begagnade varor kan utnyttja reparationsavdraget.

Effekterna från ett reparationsavdrag tar tid, det kräver en beteendeförändring hos konsumenterna och effekten i form av ökad återanvändning är osäker inom ramen för detta etappmålsuppdrag. Naturvårdsverket går inte vidare med detta styrmedel i dagsläget då utformningen av ett sådant kräver ytterligare utredning.

# 5 Samhällsekonomiska konsekvenser av föreslagna åtgärder och styrmedel

Huvuddelen i detta avsnitt är att identifiera, beskriva och analysera de konsekvenser, både positiva och negativa, som de föreslagna åtgärderna och styrmedlen förväntas medföra i jämförelse med referensalternativet.

## 5.1 Kostnader för åtgärder

De direkta konsekvenserna för åtgärderna är i första hand de kostnader som uppstår i samband med att åtgärden genomförs. Förutom dessa direkta kostnader som ingår i beräkningen av åtgärdskostnaden finns det ofta ytterligare negativa konsekvenser som kan identifieras men som av olika anledningar kanske inte är möjliga eller önskvärda att inkludera i beräkningarna ovan. Nedan görs en genomgång av alla de identifierade och kvantifierade kostnaderna samt andra negativa konsekvenser för respektive åtgärd som har analyserats inom uppdraget.

Åtgärderna syftar till att återanvända och materialåtervinna avfall som annars hade gått till materialåtervinning eller förbränning. Eftersom analysen av åtgärderna har gjorts ur ett systemperspektiv innebär detta att utsläppen av bland annat växthusgaser kommer att öka från framförallt övrig fjärrvärmeproduktion och alternativ elproduktion vilket kan ses som en kostnad. Dessa utsläppsökningar övervinns dock mer än väl av utsläppsminskningarna från avfallsförbränningen och att återanvända produkter och återvunnet material kan ersätta användning av nyråvaror samt produktion av nya produkter. Vi har här valt att endast redovisa nettominskningen av växthusgasutsläppen<sup>31</sup> och det görs för respektive åtgärd under avsnitt 5.4

### 5.1.1 Möjlighet att lämna produkter och avfall till återanvändning

Den totala kostnaden för att besökare på återvinningscentralerna ska ges möjlighet att lämna produkter för återanvändning har beräknats till 142 mnkr/år då ett genomsnitt av de två exemplen tas fram, kretsloppsparkar och prylbodas, samt genomsnittliga siffror för de två scenarierna med eller utan import av avfall. Kostnaderna avses investeringar och löpande kostnader för återvinningsstationer samt förändrade kostnader till följd av att mindre material går till materialåtervinning och förbränning. För en utförligare redovisning av vad som ingår i denna kostnad se avsnitt 2.1.1.

---

<sup>31</sup> Det är endast utsläppen av växthusgaser som har kvantifierats inom detta projekt.

Det finns ett fåtal negativa konsekvenser som har identifierats men inte kvantifierats. Bland annat så kan det finnas en risk att äldre produkter som innehåller farliga ämnen återanvänds istället för att de fasas ut. Risken för detta kan dock minimeras genom att mottagna produkter kontrolleras. Det finns även en risk för att det ur energisynpunkt inte alltid är effektivt att återanvända produkter som har en avsevärt högre energiförbrukning jämfört med nya produkter. Även denna risk kan minimeras genom kontroll av produkterna som återanvänds. (IVL, 2011) Återanvändning ersätter i det här fallet materialåtervinning och förbränning med energiutvinning. Det får till följd att växthusgasutsläppen från återvinning ökar (ökad användning av nyråvara till följd av minskad återvinning) samtidigt som utsläppen av växthusgaser från övrig fjärrvärme och alternativ elproduktion ökar.

<b>Kostnader</b>	
Åtgärdskostnad	Ca 142 (mnkr/år)
Risk för att farliga ämnen inte fasas ut	-
Risk för att produkter med hög energiförbrukning återanvänds	-

### **5.1.2 Lättillgängliga insamlingsystem för förpackningar**

Den totala kostnaden för att göra insamlingsystemen mer lättillgängliga så att det blir lättare för hushåll att lämna sitt sorterade avfall har beräknats till ca 97 mnkr/år då ett genomsnitt för de två olika scenarierna (med och utan import av avfall) används. Kostnaderna består i insamlingskostnader, kärl, andra fordon och ökad tid för insamling samt hushållens tid. Precis som ovan ingår i denna kostnad även kostnadsförändringar till följd av att en mindre mängd avfall går till förbränning. Den beräknade kostnaden är en nettokostnad för den merkostnad som uppstår till följd av att det befintliga avfallshanteringssystemet ersätts med mer tillgängliga system. Det innebär att även minskade kostnader till följd av att t.ex. behovet av återvinningsstationer minskar. Även ersättningar för det insamlade materialet är medräknade i denna kostnad. Kostnaden för insamling baseras på kostnader för fastighetsnära insamling vilket medför att den totala kostnaden troligen är överskattad. För en utförligare redovisning av åtgärden och vad som ingår i kostnadsberäkningen se avsnitt 2.2.1.

I kostnaden ovan har inte kostnader för utrymmen i de hushåll som idag inte sorterar sitt avfall inkluderats. Inte heller kostnader för utrymmen i flerfamiljshus där hushållen kan lämna sitt sorterade avfall har inkluderats. Det har inte varit möjligt inom detta uppdrag att finna uppskattningar för dessa kostnader, men kan vara en betydande kostnad som utgörs av investeringskostnaden för att bygga ett sådant utrymme samt kostnader för att underhålla detta utrymme. För vissa fastigheter kan detta innebära att utrymmen där det idag bedrivs kommersiell verksamhet istället måste användas för hantering av avfall. I dessa fall tillkommer även förlorade hyresintäkter för fastighetsägarna.

<b>Kostnader</b>	
Åtgärdskostnad	97 (mnkr/år)
Kostnader för att avsätta utrymmen för sorterat avfall – hushåll	-
Kostnader för att avsätta utrymmen för sorterat avfall – flerfamiljshus	-

### **5.1.3 Möjlighet att lämna grovavfall av plast till materialåtervinning**

Den totala kostnaden för att samla in plastavfall av god kvalitet, som inte är förpackningar, har beräknats till ca 81 mnkr/år då ett genomsnitt av de två olika scenarierna, med och utan import av avfall används. För utförligare beskrivningen av åtgärden och de kostnader som ingår i beräkningen ovan se avsnitt 2.2.2.

Utöver de kostnader som ingår i beräkningen ovan har ytterligare några negativa konsekvenser identifierats. Åtgärden innebär troligen att det tar lite extra tid för besökaren på återvinningscentralen eftersom de fraktioner av plastavfallet som lämpar sig för materialåtervinning nu ska sorteras ut och slängas i en separat container istället för att slängas tillsammans med det andra grovavfallet. Denna extra tidsåtgång lär dock minska med tiden varefter besökaren lär sig vad som kan materialåtervinnas och inte. För att minimera besökarnas extra tidsåtgång krävs tydlig information och hjälp från personalen på återvinningscentralerna. Det är viktigt att det endast är plastavfall av god kvalitet som samlas in och materialåtervinnas. Annars finns det en risk att farliga ämnen som fasats ut återcirkuleras i kretsloppet vilket kan leda till diffus spridning och exponering av människor och miljö. För att minimera denna risk är det viktigt att plastavfallet kontrolleras när det samlas in.

<b>Kostnader</b>	
Åtgärdskostnad	81 (mnkr/år)
Extra tid på ÅVC för besökare	-
Information på ÅVC	-
Risk för ökad återcirkulering av farliga ämnen	-

### **5.1.4 Insamling i materialströmmar**

Den totala kostnaden för att genomföra en insamling i materialströmmar för plast och metall har beräknats till ca 35 mnkr/år då ett genomsnitt av de totala kostnaderna för de två olika scenarierna (med och utan import av avfall) används. Den beräknade kostnaden baseras på kostnader för fastighetsnära insamling. Detta medför av flera anledningar att den totala kostnaden troligen är överskattad. Dels så har Naturvårdsverket inte tagit ställning till hur insamlingsystemet ska se ut, dels så sker denna insamling tillsammans med insamlingen av förpackningar vilket

t.ex innebär att inga nya kärl krävs. För en utförligare beskrivning av åtgärden och vad som ingår i kostnadsberäkningen se avsnitt 2.2.3.

Utöver den beräknade kostnaden har nedanstående negativa konsekvenser identifierats. En insamling i materialströmmar innebär att ytterligare avfall ska sorteras ut av hushållen för materialåtervinning. Detta avfall kräver dock ingen rengöring och den extra tiden för sortering anses därmed vara marginell. Ett problem kan dock vara att sorterat avfall som består av blandade material ökar, vilket medför ökade kostnader vid eftersortering.

När det gäller kvaliteten på det insamlade materialet visade försöken i Eskilstuna (Naturvårdsverket, 2008) att kvaliteten på den insamlade plasten förbättrades vid en insamling i materialströmmar, för metall var det tvärtom. Beroende på hur insamlingssystemet ser ut kan det även finnas en risk för att en insamling i materialströmmar leder till ökad nedskräpning på ställen där det utsorterade avfallet lämnas (återvinningsstationer, gemensamma avfallsutrymmen etc.) om hushåll tar med sig avfall som inte får plast i den avsedda behållaren.

Risken för att dessa negativa konsekvenser ska uppstå borde dock gå att minska genom tydlig information till hushållen.

<b>Kostnader</b>	
Åtgärdskostnad	35 mnkr/år
Extra tid för sortering	- (marginell)
Ökad tid för eftersortering	-
Risk för försämrad kvalitet	-
Risk för ökad nedskräpning	-

### **5.1.5 Ökad insamling av förpackningar och returpapper från verksamheter**

Kostnaden för att öka insamlingen av förpackningar och returpapper från verksamheter har beräknats till i genomsnitt 201 mnkr/år baserat på de två scenarierna med och utan import av avfall när verksamheternas tid för sortering inte inkluderas. Även här bygger kostnaden för insamling på merkostnaderna för att införa fastighetsnära insamling. Om den tid personalen uppskattas lägga på sortering av materialet inkluderas uppgår kostnaden i stället till 815 mnkr/år. För utförligare beskrivning av vilka kostnader som ingår i den totala kostnaden se avsnitt 2.2.4

Den enda kostnad som har identifierats och som inte är inkluderad i den beräknade totalkostnaden ovan är utrymmen för sorterat avfall. Möjligheterna för verksamheterna att inrätta utrymmen för detta skiljer sig åt från verksamhet till verksamhet, men klart är att det innebär en kostnad för verksamheten eftersom en

yta som kunde användas till något annat tas i anspråk och även viss kostnad för att iordningställa dessa utrymmen kan tillkomma.

<b>Kostnader</b>	
Åtgärdskostnad	201 mnkr/år
Kostnad för att avsätta utrymme för sortering	-

## 5.2 Transaktionskostnader

### 5.2.1 Inledning

Transaktionskostnader är kostnader för att införa och upprätthålla ett styrmedel och de uppkommer för staten, myndigheter, kommuner, företag eller privatpersoner.

Transaktionskostnader kan fördelas enligt följande (McCann et al. 2005):

- kostnader för forskning, information och analys av styrmedlets aspekter
- kostnader för den lagstiftande processen såsom kostnader för att stifta lagar eller ändra befintliga lagar samt kostnader för intressentmedverkan
- kostnader för att initialt utforma och implementera styrmedel
- fortlöpande kostnader för administration av systemet
- kostnader för kontraktutformning, bl.a. informations-, administrations- och förhandlingskostnader
- tillsynskostnader för att kontrollera efterlevnad av lagstiftning samt kostnader för miljöövervakning
- rättsliga kostnader, då ärenden går till vitesföreläggande och domstol

De delas ofta in i informativa, administrativa, juridiska och tillsynskostnader. En analys av transaktionskostnader bör analysera huruvida styrmedlet ger upphov till olika stora transaktionskostnader för de aktörer som styrmedlet riktar sig mot för att se hur det påverkar styrmedlets samhällsekonomiska kostnadseffektivitet. Att analysera transaktionskostnaderna är viktigt för alla typer av styrmedel men det är av särskild betydelse när man kan misstänka att transaktionskostnaderna är relativt höga för ett styrmedel eller en viss utformning av ett styrmedel.

Att uppskatta transaktionskostnader är generellt mycket svårt då det görs ex ante och bygger på osäkra antaganden. De uppskattningar som görs nedan bör därför främst användas som en indikation på var de stora transaktionskostnaderna kan uppstå.

I beräkningarna av transaktionskostnader nedan har vi antagit en årskostnad i statsförvaltningen på ca 775 000 kr inklusive overhead kostnader.

Verksamheternas, kommunernas och länsstyrelsernas kostnader har baserats på 250 kr per timme vilket också använts i beräkningarna av verksamheternas åtgärdskostnader i avsnittet om åtgärder.

## **5.2.2      Ändring i eller ökad tillämpning av befintliga styrmedel**

### **5.2.2.1      FÖRTYDLIGANDE AV ATT KOMMUNEN KAN ARBETA MED FÖRBEREDELSE FÖR ÅTERANVÄNDNING**

#### *Statsförvaltningen*

Införande av en ny bestämmelse i avfallsförordningen innebär en kostnad för statsförvaltningen. Vi gör antagandet att det kräver ca 2 personmånader att genomföra ändringar i avfallsförordningen, vilket innebär en kostnad motsvarande 130 000 kr i inledande kostnader.

#### *Kommuner*

Kommunens arbete med återanvändning ingår i de åtgärdskostnader som räknades fram i avsnitt 2.1.1. Utöver detta krävs att kommunerna läser in sig på den nya bestämmelsen. Att läsa in sig tar uppskattas ta ca 1/2 dag per kommun, vilket innebär en kostnad per kommun i genomsnitt på ca 1000 kr och totalt för de 289 kommunerna ca 300 000 kr.

#### *Verksamheter*

Frivilligorganisationer och avfallsentreprenörer kommer att behöva informera sig om den nya bestämmelsen och det bör precis som för kommunen ta ca en halv dag per verksamhet. Det finns idag ca 176 ideella organisationer som jobbar med återanvändning. Totalt uppgår inläsningskostnaden till ca 176 000 kr.

### **5.2.2.2      UTVECKLING AV KOMMUNAL AVFALLSPLANERING OCH FYSISK PLANERING**

#### *Statsförvaltningen*

Kostnaden för statsförvaltningen bör inte vara omfattande då utarbetandet av föreskriften föreslås genomföras i samband med revideringen av föreskrifterna om innehållet i kommunala avfallsplaner.

#### *Kommuner*

Kommunerna behöver läsa in sig på vilka förändringar som föreskrivs för innehållet i deras planer. Det kan innebära tid och uppskattas ta ca ½ dag per kommun, motsvarande totalt ca 300 000 kr. Själva framtagandet av kommunala avfallsplaner är redan ett krav för kommunerna och innebär inte en extra administrativ börda. De flesta kommuner arbetar idag med att ta fram planer för hur de ska komma högre upp i avfallshierarkin varför det inte borde innebära några extra administrativa kostnader att ta fram dessa kompletterande planer.

### **5.2.2.3      HÖJA ÅTERVINNINGSMÅLEN I FÖRORDNINGARNA OM PRODUCENTANSVAR FÖR FÖRPACKNINGAR OCH RETURPAPPER**

#### *Statsförvaltningen*

Införande av ändringarna i producentansvarsförordningen innebär att extra tid behöver läggas ner för att få till stånd förändringen. Precis som ändringarna i

avfallsförordningen beräknas en sådan ändring ta ca två personmånader i anspråk motsvarande ca 130 000 kr.

#### *Kommuner, länsstyrelser*

Samtliga kommuner behöver läsa in sig på de nya målen. Inläsning uppskattas ta ca 1/2 dag per avfallsansvarig per kommun motsvarande totalt ca 300 000 kr.

#### *Verksamheter*

Samtliga företag som är involverade i avfallsbranschen (ca 5000) behöver läsa in sig på de nya målen. Vi antar att det tar ca 1 timme i anspråk att läsa in sig på de nya målen. Vi antar dessutom att det är en person per verksamhet som är avfallsansvarig, vilket därmed skulle innebära en kostnad på totalt ca 1,2 miljoner kr.

### 5.2.2.4 INFORMATIONSS- OCH KOMMUNIKATIONSINSATSER

#### *Statsförvaltningen*

Att förbereda och genomföra en stor kommunikationsinsats kräver tid för förberedelse och genomförande. Kostnaden är helt beroende av hur stor en sådan insats är och hur den utformas. En generell kommunikationsinsats är billigare än en insats som är riktad mot en speciell målgrupp.

Kostnaderna för kommunikationssatsningar är högre i ett inledningsskede och minskar därefter med tiden. I Naturvårdsverkets (2010) uppskattades inledande konstader för kommunikationsinsatser uppgå till mellan 0,5 – 2 miljoner kr. Därefter beräknades kostnaderna uppgå till mellan 1- 9 miljoner kr per år beroende på hur kampanjen eller de olika insatserna utformades.

IVL (2013) beräknade kostnader för informationssatsningar för att öka återvinningen. Deras antagande baseras på Robinson & Read (2005) som presenterar resultat från två stora intervjuundersökningar i Kensington and Chelsea. Dessa undersökningar genomfördes år 2000 och 2004. Vid första intervjutillfället angav 48,9 procent av de intervjuade att de källsorterade; vid andra tillfället hade den siffran stigit till 72,8 procent. Det är en ökning med 49 procent. Insamlingssystemet hade inte förändrats mellan dessa undersökningar; det är ett system med fastighetsnära insamling av enbart två fraktioner (återvinningsmaterial och övrigt avfall). Däremot hade flera informationsinsatser gjorts:

- den första intervjuundersökningen, som omfattade 10 procent av stadsdelens alla hushåll,
- informationsmaterial som vid samma tillfälle delades ut för hand till 39 procent av stadsdelens hushåll,
- utskick med posten till alla hushåll, och
- affischering på kommunens fordon, papperskorgar och lyktstolpar, och även på bussar och i tunnelbanan.



Vi utgår från IVL (2013) och erfarenheterna från Kensington och Chelsea och använder följande antaganden i beräkningen av möjlig informationsinsats:

- resultaten kan överföras till Sverige och skalas upp till 4,6 miljoner hushåll,
- produktion och spridning av informationsbroschyrer till alla hushåll 2 gånger under perioden för att få effekt (15 kr/hushåll gång 1 och 7,50 kr per hushåll gång 2)
- en nationell affischkampanj kostar 60 mnkr, d.v.s. lika mycket som den tvååriga klimatkampanj Naturvårdsverket genomförde för några år sedan,
- kostnaderna fördelas mellan de tre etappmålen; återvinning och återanvändning av textil, minskat matavfall samt återvinning och återanvändning av hushållsavfall.

Tabell 17. Kostnad för informationsinsats

	mnkr
Kostnad för broschyrer	70 (4,6 hh*15 kr)
Kostnad utskick 2	35 (4,6 hh * 7,50 kr)
Kostnad affisivering	60
Total kostnad	130
Per etappmål (kostnad fördelat på tre etappmål)	55
Årlig kostnad	10,5 <sup>32</sup>

Detta innebär att kostnaden för informationsinsats till samtliga svenska hushåll uppgår till ca 10,5 miljoner kr per år.

#### 5.2.2.5 STYRMEDEL FÖR ÖKAD KUNSKAP OCH KONTROLL ÖVER FARLIGA ÄMNEN VID MATERIALÅTERVINNING

##### *Statsförvaltningen*

Naturvårdsverket och Kemikalieinspektionen som är de myndigheter som berörs av styrmedlet har redan idag en viktig roll att informera, vägleda och kontrollera varför bedömningen görs att det inte bör innebära ytterligare kostnader för myndigheterna.

##### *Kommuner och verksamheter*

Inga ytterliga kostnader antas uppstå för kommuner eller verksamheter.

<sup>32</sup> Diskonterad på sex år och 4% ränta

### **5.2.3 Nya styrmedel**

#### **5.2.3.1 VÄGLEDNING OM ATT KOMMUNEN SKA SAMLA IN PLASTAVFALL (EJ FÖRPACKNINGAR) AV GOD KVALITET FÖR MATERIALÅTERVINNING**

##### *Statsförvaltningen*

Att ta fram en vägledning innebär en kostnad för statsförvaltningen i form av tid. Det uppskattas ta ca 2 personmånader vilket uppgår till ca 130 000 kr i inledande kostnader

##### *Kommuner / länsstyrelser*

Det innebär ökade kostnader för de återvinningscentraler som behöver läsa in sig på den nya vägledningen. Förutom detta bör kommunerna informera kommuninvånarna om möjligheten till materialåtervinning. Precis som tidigare antas inläsning uppgå till ca ½ dag per kommun. Kostnaderna uppskattas till ca 300 000 kr.

Kostnaderna för kommunikationsinsatser ingår i styrmedlet  
kommunikationsinsatser, se 5.2.2.4

##### *Hushåll*

Kostnaderna för hushållen är inräknade i åtgärdskostnaderna men de behöver informera sig om möjligheten, vilket innebär tid i inläsning. I övrigt innebär det inte ytterligare kostnader för hushållen.

#### **5.2.3.2 KRAV PÅ GODKÄNT INSAMLINGSSYSTEM FÖR INSAMLING AV TIDNINGAR OCH FÖRPACKNINGAR**

##### *Statsförvaltningen*

Inledningsvis ska systemet byggas upp och krav specificeras. Stor del av arbetet har gjorts i tidigare utredningar men inledningsvis beräknas det kosta ca 0,5 – 1,5 miljoner kr. När systemet sedan är igång innebär det ökade kostnader för den nationella myndighet som ska pröva ansökningar, ge tillstånd och ta emot och sammanställa rapporterade uppgifter. Vi gör antagandet att det upptar ca sex personmånader per år, vilket innebär en årlig kostnad på ca 375 000 kr.

##### *Kommuner, länsstyrelser*

För kommunerna innebär detta att det leder till ökade antal kontakter för insamling av förpacknings- och tidningsavfall från hushållen. Det kräver därmed ytterligare tid. Hur mycket extra tid det innebär är svårt att uppskatta men med antagandet om ca 20 timmar extra per år per kommun uppgår den årliga kostnaden till ca 1,4 miljoner kr per år.

##### *Verksamheter*

Organisationer eller enskilda producenter ska ansöka om godkännande av ett insamlingssystem, vilket innebär ökade administrativa kostnader. För godkännande

ska vissa villkor som ställs för att systemet ska fungera tillfredställande uppfyllas. Det innebär ökade kostnader för såväl de företag som idag är anslutna till existerande system samt för de nya företag som vill ansluta sig. De organisationer (ca 5 st.) som ska ansöka om att vara ett godkänt insamlingssystem antar vi att det upptar ca 2 veckor per år vilket innebär en kostnad på ca 100 000 kr. Därutöver ska producenterna ansöka om tillhörighet till de godkända systemen vilket innebär en liten extra kostnad, ca 4 timmar per verksamhet. Dessa är idag ca 10 000 vilket innebär en administrativ kostnad på ca 10 miljoner kr.

#### 5.2.3.3 ÖVERENSKOMMELSE FÖR INSAMLING I MATERIALSTRÖMMAR

##### *Statsförvaltningen*

Hur detta styrmedel ska vara utformat är oklart och bör utredas ytterligare varför det i dagsläget är svårt att uppskatta kostnader för någon aktör eller myndighet.

För statsförvaltningen krävs det dock ytterligare tid för utredning vilket innebär en kostnad för statsförvaltningen.

#### 5.2.3.4 KRAV PÅ ATT VERKSAMHETER SKA UPPRÄTTA AVFALLSHANTERINGSPLANER

##### *Statsförvaltningen*

Att ta fram ett allmänt krav innebär att statsförvaltningen ska formulera kravet i någon form. Det kräver extra tid för statsförvaltningen. Om vi antar att ett sådant krav kan likställas med att ta fram en ny föreskrift beräknas det ta mellan 7-24 månader och innebär i personalkostnader ca 0,5 – 1,5 miljoner kr.

Naturvårdsverket ska stödja företagen i arbetet med upprättande av avfallsplaner genom att ordna utbildning och seminarier. Ett sådant arbete kan antas uppta ca 2 personmånader per år, dvs ca 130 000 kr.

##### *Verksamheter*

För samtliga de tillståndspliktiga verksamheterna i Sverige, ca 6335 företag, innebär kravet en administrativ börda. Att ta fram en plan för hur företaget ska jobba med avfall innebär att resurser tas i anspråk. Hur mycket tid det tar i anspråk är svårt att säga i förväg. För större företag med personal med speciell inriktning på miljöfrågor behöver detta inte innebära stora kostnader då de redan är insatta i frågorna och kanske redan har en avfallsplan i sitt existerande miljöarbete. Däremot kan det innebära ökade kostnader för mindre och medelstora företag där miljöarbetet sker av den personal som också ansvarar för verksamheten. Det innefattar såväl inledande arbete med att ta fram en plan samt årlig uppföljning av planen inom företaget.

Om arbetet med avfallsplanen kan integreras i arbetet med förnyade tillståndsprövningar behöver det inte innebära allvarligt ökade kostnader.

För att göra en grov uppskattning av vad det kan innebära för företagen antar vi att upprättande av en avfallsplan kräver ca 40 timmar i inledande arbete och ca 20 timmar i årlig uppföljning per år och företag. Det innebär i administrativa kostnader för svensk näringsliv ca 63 miljoner kr i inledande kostnader och därefter ca 30 miljoner kr per år i uppföljning. Det är en mycket grov förenkling och det ser givetvis olika ut för olika företag.

#### 5.2.3.5 INITIERA UTVECKLING AV MÅL FÖR LANDSTING OCH BRANSCHER

##### *Statsförvaltningen*

För att arbetet med att ta fram mål ska utvecklas kommer myndigheter behöva ge landstingen och branschorganisationerna stöd. Om vi antar att arbetet innebär ca två personmånader per år uppgår kostnaden till ca 130 000 kr per år

##### *Verksamheter*

För landstingen och branscherna innebär det extra tid för att utveckla mål. Vi har antagit ca 2 veckor per år för detta arbete, vilket innebär en årlig kostnad på ca 1,2 miljoner kr om vi antar att det gäller ca 100 branschorganisationer och 20 landsting.

#### 5.2.3.6 TOTALA TRANSAKTIONSKOSTNADER

I tabell 18 sammanfattas de totala uppskattade transaktionskostnaderna uppdelat på tre huvudaktörer.

Tabell 18. Sammanfattande tabell för uppskattade transaktionskostnader.

	Inledande kostnader (mnr)	Årliga kostnader (mnr)
Statsförvaltning	1,4 – 3,1	11
Kommun/länsstyrelser	1,4	2
Verksamheter	75	43

## 5.3 Uppföljningskostnader

Förutom för mååret 2020 behövs ytterligare minst en uppföljning göras för att följa utvecklingen och bedöma om effekterna av de föreslagna åtgärderna är tillräckliga för att målet ska nås. Användning av data som rapporteras till EU för uppföljningen av det föreslagna etappmålet genererar ingen extra kostnad. Utveckling av data/indikatorer från verksamheter kommer dock att kräva finansiering på ca 100 000 kr. Kostnaden för uppföljning av branschspecifika mål beräknas till cirka 50 000 kr.

## 5.4 Nyttan

Den största nyttan med att öka återanvändningen och materialåtervinningen utgörs av att framtagningen och användningen av nyråvara minskar och vid

återanvändning försvinner eller minskar även de negativa konsekvenserna till följd av att produktionen av nya produkter undviks eller senareläggs. Minskad användning av nyråvara innebär förutom ett minskat uttag av naturresurser även att primärenergianvändning minskar samt att utsläppen av koldioxid, försurande och övergödande ämnen och flyktiga kolväten minskar. (Ambell et al 2010)

Inom detta arbete har endast förändringen av växthusgaser till följd av en ökad återanvändning och materialåtervinning kvantifierats. Det finns dock flera miljöförbättringar som kommer till stånd med hjälp av de föreslagna åtgärderna. Utsläppsförändringarna har beräknats ur ett livscykelperspektiv. Förändringen i utsläpp av koldioxidekvivalenter beror till stor del på vilka antaganden som görs om bland annat vilka fraktioner det är som återvinns/återanvänds, vilken typ av plast det är som återvinns, hur stor andelen rejekt är och vad som händer med dessa rejektmängder. Den största minskningen uppstår i regel genom återanvändningen och återvinningen, dvs. när produktion av nya produkter och användning av nyråvaror kan undvikas eller senareläggas. Generellt ger scenariot med import av avfall en större utsläppsminskning än när ingen import av avfall sker. Nettoeffekten blir i det första fallet att återanvändning/materialåtervinningen ersätter deponering vilket i de allra flesta fall innebär en större utsläppsminskning än när det, som i det senare fallet, är förbränning som ersätts.

Eftersom förbränningsanläggningar ingår i EUs system för handel med utsläppsrätter bidrar minskade utsläpp vid dessa att efterfrågan på utsläppsrätter minskar vilket bidrar till ett prisfall på utsläppsrätterna. Prisfallet gör att andra förorenare ökar sina utsläpp i motsvarande utsträckning. Risken är då att nettoeffekten på utsläppen av ökad återvinning och återanvändning blir noll, men kostnaderna för att möta emissionsbegränsningen har sjunkit vilket kan beaktas som en pluspost i analysen.

I analysen över kostnader har (Profu, 2013) redan räknat på minskade kostnader för utsläppsrätter när förbränningen av plast minskar till följd av en åtgärd under avsnitt 2.2 ovan. På så sätt har utsläppsminskningarna som uppstår till följd av minskad förbränning av fossila bränslen redan värderats i monetära termer. I en strikt miljöekonomisk tolkning borde kostnaden för utsläppsrätter reflektera den samhällsekonomiska kostnaden av utsläppen och därmed vara internaliserade. Vi kan inte utgå från att det är så i denna analys utan resonerar i stället kring två olika mått på nytta; ett där minskade utsläpp från förbränning är inräknade och ett där de räknas bort. Andra nytta som uppstår till följd av att åtgärderna genomförs har identifierats men inte kvantifierats.

#### **5.4.1 Metoder för värdering av miljöskadestnader**

En miljöskadestnad är en värdering i monetära termer av den påverkan på miljön som en teknik, produkt, eller process orsakar. Den kan värderas på olika sätt. Kostnaden för utsläppen eller miljöpåverkan ska visa den marginella skadestnad som ett kilo ytterligare utsläpp beräknas åstadkomma. För att få fram

skadekostnaden krävs emellertid information som är förknippad med stora osäkerheter för de flesta utsläpp.

Ett sätt att härleda värderingar på, om det är svårt att beräkna skadekostnaderna, är att använda de avvägningar som politiker gör när de fattar beslut i olika frågor. Det finns olika sätt att göra det på. Ett är att använda skattesatsen som kalkylvärde. Ett annat är att använda den marginella åtgärds kostnad som kan härledas ur politiska beslut eller politiska mål. Fördelen med att använda skattesatsen är att den speglar faktiska politiska åtgärder och inte bara politiska mål. Den här typen av värderingsmetoder har emellertid nackdelen att man bryter mot principen att individen själv bäst anses avgöra hur högt hon värderar olika företeelser.

I denna studie använder vi värdet av minskade utsläpp av CO<sub>2</sub> genom att använda två olika värderingsmetoder; Ecovalue och ASEK 5. Ecovalue (Finnveden et al., 2013,) är baserad på skadekostnader orsakade av utsläppen och ASEK 5 (Trafikverket, 2012) på politiska mål eller åtgärds kostnader.

Tabell 19: Värdering miljöpåverkan kr/kg

	Ecovalue	ASEK 5
CO <sub>2</sub>	2,85	1,08

#### **5.4.2 Ökad möjlighet att lämna produkter för återanvändning samt förberedelse för återanvändning**

Återanvändning minskar användningen av naturresurser och farliga ämnen<sup>33</sup> samtidigt som utsläppen av bland annat växthusgaser, övergödande och försurande ämnen samt användningen av primärenergi minskar. Den stora miljövinsten uppstår till följd av att de återanvända produkterna och materialen ersätter eller senarelägger produktion av nya varor och att den negativa miljöpåverkan vid nyproduktion undviks eller senareläggs. En ökad återanvändning medför även att mindre mängder avfall måste hanteras vilket i sin tur medför miljövinster.

I IVL (2010) är utgångsläget när miljönyttan<sup>34</sup> räknas fram att en återanvänd produkt fullt ut ersätter en ny produkt. Det kan diskuteras om det är ett rimligt antagande. I WSP (2012) antas det istället att återanvändandet av de flesta produkter förlänger livslängden med 50 procent. Det innebär att en återanvänd produkt ersätter en halv ny produkt, och därmed reduceras miljönyttan med återanvändning med 50 procent. Profu har baserat sina beräkningar för minskade

<sup>33</sup> När det gäller farliga ämnen finns det en viss risk med återanvändning eftersom äldre produkter kan innehålla farliga ämnen som ska fasa ut. Det är därför viktigt att inlämnade produkter kontrolleras noggrant och hanteras på rätt sätt.

<sup>34</sup> Detta är summan av minskade utsläpp (från sluppen produktion, sluppna transporter och minskad avfallstransporter) och ökade utsläpp (från framtagandet av råvaror som måste användas istället för återvunnet, alternativ energiproduktion som måste ersätta energiutvinning vid förbränning och framställandet av nytt fyllnadsmaterial som måste ersätta återvunnet fyllnadsmaterial).

utsläpp av växthusgaser i underlagsrapporten (Profu 2013) på rapporten från WSP och det är beräkningarna från Profu som används här.

Återanvändning genom exemplet med kretsloppsparkar beräknas ge en total minskning på 139 kton CO<sub>2</sub>-ekv./år i scenariot med import av avfall och 125 kton CO<sub>2</sub>-ekv./år i scenariot utan import av avfall. Baserat på resonemanget ovan att nettominskningen av CO<sub>2</sub> utsläpp kan bli noll vid förbränningsanläggningar skulle minskade utsläpp i stället uppgå till 128 respektive 98 kton CO<sub>2</sub> ekv /år. Några liknande beräkningar har inte gjorts för exemplet prylboden utan Naturvårdsverket har själva räknat om utsläppsminskningarna från kretsloppsparken. Eftersom utsläppsminskningarna i Profu (2013) bland annat beror på vilka fraktioner som återanvänds är dessa resultat inte direkt överförbara till återanvändningen i exemplet prylboden. Eftersom små elprodukter och textil är de produktkategorier som enligt WSP (2012) ger betydligt störst klimatnytta och dessa produktkategorier med största sannolikhet även återanvänds vid prylboden samtidigt som de kategorier som ger minst klimatnytta (byggvaruprodukter) sannolikt inte återanvänds vid prylboden borde detta inte ge helt missvisande resultat. Baserat på detta beräknas utsläppsmängderna av växthusgaser minska med 23 kton CO<sub>2</sub>-ekv./år (vid import) respektive 20 kton CO<sub>2</sub>-ekv./år (utan import) för exemplet med prylbodarna. Om vi bortser från minskningen vid förbränning uppgår de istället till 21 respektive 16 kton CO<sub>2</sub>-ekv. /år.

Återanvändningen har ett ekonomiskt värde som motsvaras av de återanvända produkternas värde. Detta värde kan sägas vara lika med intäkten från försäljningen av dessa produkter. I beräkningarna ovan har det dock inte inkluderats någon intäkt. Anledningarna till det är flera. För det första uppstår denna intäkt inte direkt genom det arbete som ingår i beräkningarna ovan, utan intäkten uppstår först i nästa led, när de olika hjälporganisationerna har fått produkterna. Skulle intäkterna från en försäljning inkluderas kan det argumenteras att även de kostnader hjälporganisationerna har för detta ska inkluderas. Eftersom hjälporganisationerna inte är vinstdrivande verksamheter kan det även argumenteras för att intäkterna från försäljningen täcker de kostnader som uppstår. I analysen om återanvändning gjord av WSP (2012) inkluderas en intäkt för de återanvända produkterna på 10 kr/kg<sup>35</sup>. Om den även skulle räknas med här skulle det innebära en intäkt i stället för kostnad. Det är tydligt att kostnaden för denna åtgärd beror till stor del på vilka antaganden som görs. Även om en intäkt inte inkluderats i våra beräkningar lyfts det upp som en icke kvantifierad nytta nedan.

Genom att det är möjligt för hushåll att lämna produkter för återanvändning på återvinningscentralerna ökar möjligheterna för att lämna denna typ av produkter och det blir därmed lättare för hushållen att bli av med dessa produkter. Beroende

---

<sup>35</sup> Dessutom inkluderas en minskad reinvesteringskostnad som uppstår till följd av att hushållen kan köpa återanvända (billigare) produkter istället för ny (dyrare) produkter.

på hur arbetet med återanvändning utformas på återvinningscentralerna kan även nya arbetstillfällen skapas. En obemannad container ger förstås inga nya arbetstillfällen, medan en kretsloppspark där enklare reparationer utförs och försäljning sker kan ge möjlighet för 3-4<sup>36</sup> nya arbetstillfällen, möjligtvis som en del i ett arbetsmarknadsprojekt (WSP, 2011).

<b>Positiva konsekvenser (nytta)</b>	
Lättare för hushåll att lämna för återanvändning (på ÅVC)	+
Ökade arbetstillfällen	+
Värde av produkter som återanvänds	+
Minskade CO <sub>2</sub> ekv.-utsläpp <sup>1</sup>	77 kton CO <sub>2</sub> -ekv./år (66 kton CO <sub>2</sub> /år) <sup>2</sup>
Minskad användning av nyråvara	+
Minskade utsläpp av övergödande ämnen	+
Minskade utsläpp av försurande ämnen	+
Minskad bildning av fotooxidanter	+

<sup>1</sup> Ett genomsnitt har använts för de två olika exemplen med och utan import. Källa: egna beräkningar baserat på Profu (2013)

<sup>2</sup> Siffran inom parentes är de utsläppsminskningar som sker när förbränning inte räknas in.

När den totala åtgärds-kostnaden fördelas på mängden reducerade CO<sub>2</sub>-ekv. blir den genomsnittliga reduktionskostnaden 1 859 kr/ton CO<sub>2</sub>-ekv (vid import) respektive 2087 kr/ ton CO<sub>2</sub>-ekv. (utan import) vid en kretsloppspark. För exemplet prylbod blir motsvarande kostnader istället 1 985 kr/ton CO<sub>2</sub>-ekv respektive 2 247 kr/ ton CO<sub>2</sub>-ekv.

Det genomsnittliga värdet av de minskade utsläppen om utsläppsminskningarna av växthusgaser vid förbränning inkluderas beräknas ligga mellan 83-219 mnkr / år beroende på vilken värderingsmetod som används<sup>37</sup>. Detta medför att den samhällsekonomiska nettokostnaden/nyttan<sup>38</sup> för denna åtgärd varierar mellan en kostnad på 60 mnkr/år och en vinst på 76 mnkr/år. För exemplet prylbod blir den samhällsekonomiska nettokostnaden negativ (dvs. en intäkt) i scenariot med import då EcoValue används för värderingen av utsläppsminskningen.

<sup>36</sup> Enligt Leif Grip på Erikshjälpen finns det på kretsloppsparken i Sundsvall sommartid arbete för upp till 15 personer som deltar i olika arbetsmarknadsprojekt (Grip, Leif, 2013).

<sup>37</sup> Utsläppsminskningarna har värderats med ASEK 5 och Ecovalue. Den del av utsläppsminskningen som redan har värdets genom minskade kostnader för utsläppsrätter har räknats bort.

<sup>38</sup> Den samhällsekonomiska kostnaden/nyttan avser den totala åtgärds-kostnaden minus nyttan av minskade utsläpp.



En värdering av de utsläppsminskningar som sker genom att åtgärden genomförs uppgår i genomsnitt 71 - 187 mnkr/år när reduceringarna vid förbränning exkluderas och den samhällsekonomiska kostnaden eller nyttan varierar från en kostnad på 72 mnkr /år till en vinst på 44 mnkr/år

### 5.4.3 Lättillgängliga insamlingssystem för hushållsavfall

Mer lättillgängliga insamlingssystem av förpackningar och tidningar förväntas medföra att hushållen lättare kan lämna det sorterade avfallet vilket innebär att behovet av utrymme för sortering av förpackningar och tidningar inne i bostaden minskar för de hushåll som redan idag sorterar ut.

I och med att det blir mer lättillgängligt antas hushållens transporter för att lämna sorterat avfall försvinna helt och hållet. Den tidsbesparing det innebär värderas i avsnitt 2.2.1, men åtgärden innebär även minskade transportkostnader i de fall denna transport sker med bil samt minskade utsläpp från dessa transporter. Åtgärden antas även medföra att behovet av återvinningsstationerna försvinner. Förutom direkt minskade kostnader innebär det även att eventuella problem med nedskräpning och buller vid tömningar försvinner. Även utsläppen från transporter försvinner. Det innebär även att mark frigörs då återvinningsstationer tas bort.

Positiva konsekvenser (nytta)	
Minskade behov av utrymme inomhus	+
Minskade transportkostnader	+
Minskade utsläpp från transporter	+
Minskade problem med nedskräpning, buller etc. vid ÅVC	+
Mark tillgängliggörs då ÅVS tas bort	+
Minskade CO <sub>2</sub> ekv.-utsläpp <sup>1</sup>	91 kton CO <sub>2</sub> -ekv./år (25 kton CO <sub>2</sub> -ekv. /år) <sup>2</sup>
Minskad användning av nyråvara	+
Minskade utsläpp av övergödande ämnen	+
Minskade utsläpp av försurande ämnen	+
Minskad bildning av fotooxidanter	+
Minskad energianvändning	+

<sup>1</sup> Ett genomsnitt har använts för de två olika exemplen (med och utan import). Källa: egna beräkningar baserat på Profu (2013)

<sup>2</sup> Siffran inom parentes är de utsläppsminskningar som sker när förbränning räknats bort.

Utsläppen av växthusgaser förväntas minska med i genomsnitt 91 kton CO<sub>2</sub>-ekv /år då materialåtervinningen ökar till följd av en ökad servicenivå för insamling av förpackningar och tidningar alternativt i genomsnitt 25 kton CO<sub>2</sub> ekv/ år om förbränningen inte räknas med. Då den totala åtgärds-kostnaden fördelas på utsläppsminskningen ligger den genomsnittliga kostnaden för reduktion av växthusgaser mellan 826 – 1 151 respektive 955 - 1 364 kr/ton CO<sub>2</sub>-ekv. Då vi

bortser från värderingen av hushållens tid landar kostnaden istället på 1 239 respektive 1 476 kr/ton CO<sub>2</sub>-ekv.<sup>39</sup>

En värdering av de minskade utsläppen med ASEK5 respektive EcoValue ger ett ekonomiskt värde på i genomsnitt 98 – 260 mnkr /år. För att undvika en dubbelräkning vid värderingen har de utsläppsminskningar som uppstår till följd av att förbränningen minskar (utan import) eller att avfallet som förbränns har en annan sammansättning (vid import) räknats bort eftersom dessa redan har värderats genom minskade kostnader för utsläppsrätter. Värdet av utsläppen uppgår då till i genomsnitt 5 – 94 mnkr /år. I scenariot utan import utgör dessa en stor del av minskningen och det är därför värdet för utsläppsminskningarna blir relativt lågt.

Den samhällsekonomiska nettokostnaden uppgår till mellan 25 - 69 mnkr /år om utsläppsminskningarna vid förbränning räknas bort respektive en samhällsekonomisk vinst på mellan 1 – 162 mnkr/år när de räknas med.

#### 5.4.4 Möjlighet att lämna grovavfall av plast till materialåtervinning

Nyttan med ökad insamling och materialåtervinning av plastavfall är framförallt en minskad miljöpåverkan. Detta under förutsättning att det endast är plastavfall av god kvalitet som återvinns.

Nytta	
Minskade CO <sub>2</sub> ekv.-utsläpp <sup>1</sup>	74 kton CO <sub>2</sub> -ekv./år (10 kton CO <sub>2</sub> ekv/år) <sup>2</sup>
Minskad användning av nyråvara	+
Minskade utsläpp av övergödande ämnen	+
Minskade utsläpp av försurande ämnen	+
Minskad bildning av fotooxidanter	+
Minskad energianvändning	+
Minskade utsläpp/anv. av farliga ämnen	+

<sup>1</sup> Ett genomsnitt har använts för de två olika exemplen (utan och med import). Källa: Profu (2013)

<sup>2</sup> Siffran inom parentes är de utsläppsminskningar som sker när förbränning räknats bort.

Utsläppen av växthusgaser beräknas minska med 78 kton/år (vid import av avfall) respektive 70 kton/år (utan import av avfall) när utsläppen från förbränning inkluderas. Den genomsnittliga kostnaden för att minska utsläppen av växthusgaser genom att öka återvinningen av plastavfall ligger då på ca 1 150 kr/ton CO<sub>2</sub>-ekv. Vid en värdering av de minskade utsläppen uppgår nyttan till mellan 80 – 211

<sup>39</sup> Kostnaden ökar pga. att den uppskattade tidsvinsten för minskade transporter till följd av en ökad servicenivå är större än den ökade tidsåtgången för rengöring och sortering till följd av ökad insamling.

mnkr /år beroende på vilket värde som används (ASEK eller Ecovalue). När förbränning exkluderas uppgår värdet i stället till mellan 0<sup>40</sup> - 37 miljoner kr/år.

Om utsläppen vid förbränningsanläggningarna inkluderas uppstår en samhällsekonomisk vinst på mellan 0 – 130 mnkr /år. När förbränning exkluderas resulterar det i en samhällsekonomisk nettokostnad för denna åtgärd på 27-60 mnkr/år (vid import) när utsläppsminskningar. Kostnaden i scenariot utan import är fortfarande 80 mnkr/år.

#### 5.4.5 Insamling i materialströmmar

För hushållen är ett system med insamling i materialströmmar mer logiskt och användarvänligt än ett system med insamling av endast förpackningar. När det gäller kvaliteten på det insamlade materialet visade försöken i Eskilstuna att kvaliteten på den insamlade plasten förbättrades vid en insamling i materialströmmar, för metall var det tvärtom.

Nytta	
Mer logiskt insamlingssystem	+
Bättre kvalitet på insamlad plast	+
Minskade CO <sub>2</sub> ekv.-utsläpp <sup>1</sup>	72 kton CO <sub>2</sub> -ekv./år (37 kton CO <sub>2</sub> -ekv / år) <sup>2</sup>
Minskad användning av nyråvara	+
Minskade utsläpp av övergödande ämnen	+
Minskade utsläpp av försurande ämnen	+
Minskad bildning av fotooxidanter	+
Minskad energianvändning	+
Minskade utsläpp/anv. av farliga ämnen	+

<sup>1</sup> Ett genomsnitt har använts för de två olika exemplen. Källa: Profu (2013)

<sup>2</sup> Siffran inom parentes är den utsläppsminskning som sker när förbränning räknats bort

De totala utsläppsminskningarna av växthusgaser som uppstår till följd av en insamling i materialströmmar är 76 kton/år (vid import av avfall) respektive 67 kton/år (utan import av avfall). När de utsläppsminskningar som görs via förbränningsanläggningar dras bort uppgår reduceringen till i genomsnitt 37 kton CO<sub>2</sub> ekv/år. Värdet av reduktion uppgår till i genomsnitt 77-204 mnkr/ år för de totala minskningarna och när förbränning räknas bort till mellan 50 – 131 mnkr/år respektive 29 – 77 mnkr/år då värderingen görs med ASEK5 och EcoValue.

Åtgärden ger en samhällsekonomisk vinst på mellan 13 och 95 mnkr/år (vid import) och utan import varierar den från en vinst på 43 mnkr/år till en kostnad på

<sup>40</sup> Förändringarna i utsläpp av växthusgaser blir 0 när minskade utsläpp från förbränning räknas bort (utan import).

ca 5 mnkr/år. Även vid en låg värdering av de minskade utsläppen är detta en samhällsekonomiskt lönsam åtgärd. Att det endast är utsläppsminskningen av CO<sub>2</sub>-ekv. som kvantifierats och värderats talar för att vinsterna med att införa denna åtgärd kan vara ännu större. Om utsläppsminskningarna av växthusgasutsläpp vid förbränning inkluderas uppkommer en vinst för samhället som uppgår till mellan 42-169 mnkr/år.

#### 5.4.6 Ökad insamling av förpackningar och returpapper från verksamheter

Utöver de konsekvenser som redan identifierats är nyttan med ökad insamling av förpackningar och returpapper från verksamheter framförallt en minskad miljöpåverkan.

Nytta	
Minskade CO <sub>2</sub> ekv.-utsläpp <sup>1</sup>	57 kton CO <sub>2</sub> -ekv./år (14 kton CO <sub>2</sub> ekv./år) <sup>2</sup>
Minskad användning av nyråvara	+
Minskade utsläpp av övergödande ämnen	+
Minskade utsläpp av försurande ämnen	+
Minskad bildning av fotooxidanter	+
Minskad energianvändning	+
Minskade utsläpp/anv. av farliga ämnen	+

<sup>1</sup> Ett genomsnitt har använts för de två olika exemplen. Källa: Egna beräkningar baserat på Profu (2013)

<sup>2</sup> Siffran inom parentes är den utsläppsminskning som sker när förbränning räknas bort.

Den beräknade utsläppsminskningen uppgår till 67 resp. 47 kton CO<sub>2</sub>-ekv./år beroende på om det antas att det sker en import av avfall eller inte. Den genomsnittliga kostnaden för att minska utsläppen av växthusgaser ligger mellan 8 002 – 16 362 kr/ton CO<sub>2</sub>-ekv. (vid import av avfall) respektive 11 196 – 23 139 kr/ton CO<sub>2</sub>-ekv. (utan import av avfall). Om vi återigen bortser från värderingen av verksamheternas tid är kostnaden 3 062 respektive 4 140 kr/ton CO<sub>2</sub>-ekv. Värderingen av dessa utsläppsminskningar uppgår till i genomsnitt 62 – 163 mnkr/år och ger en samhällsekonomisk nettokostnad på mellan 40-140 mnkr/år.

När utsläppsminskning som uppstår vid förbränningen räknas bort i scenariot utan import så blir det en ökning av koldioxidutsläppen istället på ca 8 kton CO<sub>2</sub>-ekv /år. Vid import är utsläppsminskningarna ca 36 kton CO<sub>2</sub>-ekv /år. Denna ökning beror på att utsläppsminskningarna som uppstår till följd av återvinningen är mindre än vad ökningarna till följd av övrig fjärrvärmeproduktion och alternativ elproduktion är. Detta ger ett negativt värde på och innebär därmed en kostnad motsvarande 8 – 22 mnkr/år istället för en nytta för samhället. I scenariot med import blir det ett positivt värdet av den kvarvarande utsläppsminskningen med 38 – 102 mnkr/år.

Den samhällsekonomiska nettokostnaden blir i detta fall mellan 161 -186 mnkr/ år.

#### 5.4.7 Kostnadseffektiv reduktion av växthusgaser

Istället för att diskutera kostnadseffektivitet utifrån genomsnittliga kostnader för att öka återanvändningen eller materialåtervinningen som gjordes under 2.3 diskuteras nedan kostnadseffektivitet utifrån genomsnittliga kostnader för reduktion av växthusgaser.

I tabellen nedan redovisas en sammanställning över de åtgärder där det har varit möjligt att beräkna kostnader och minskade utsläpp av växthusgaser. För kostnader redovisas ett genomsnitt av scenarierna med och utan import. Det är inte möjligt att summera siffrorna för de två åtgärderna som syftar till ökad återanvändning eftersom de är två olika exempel där effekterna kan ses som ett min och max för återanvändning via återvinningscentraler.

Tabell 19. Sammanställning över minskade växthusgasutsläpp och kostnader (totala och genomsnittliga)

Åtgärd	Minskade utsläpp (kton CO <sub>2</sub> -ekv.)	Totalkostnad (mnkr/år)	Kr/ton CO <sub>2</sub> -ekv.
Ökad servicenivå (hushåll)	91	97 <sup>1</sup>	1 074
Insamling av plastavfall	74	81	1 101
Insamling i materialströmmar	72	35	490
Insamling från verksamheter	57	201	3 620
<b>Totalt</b>	<b>294</b>	<b>414</b>	<b>-</b>
Kretsloppsparkar	132	238	1830
Prylbodar	21	45	2 116
<b>Totalt</b>	<b>370<sup>2</sup></b>	<b>557<sup>1</sup></b>	<b>-</b>

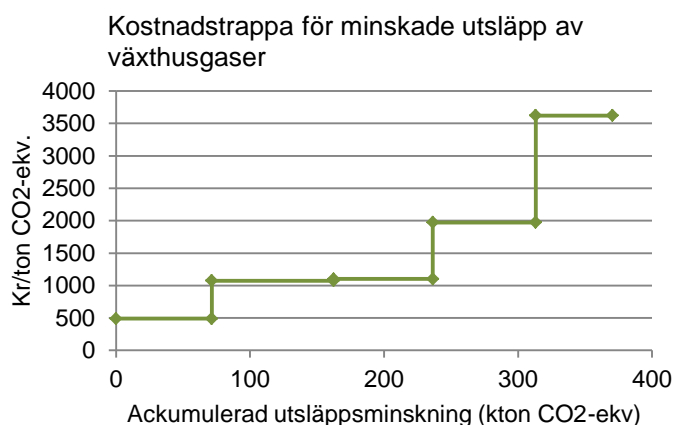
<sup>1</sup> Denna summering inkluderar ett genomsnitt av effekten av och kostnaderna för kretsloppsparkar och prylbodar

<sup>2</sup> Denna summering inkluderar ett genomsnitt av effekten av och kostnaderna för kretsloppsparkar och prylbodar

Enligt tabellen ovan har åtgärden insamling i materialströmmar den lägsta genomsnittliga åtgärds-kostnaden, därefter kommer ökad servicenivå, återvinning av plastavfall samt åtgärderna för ökad återanvändning och till sist insamling från verksamheter. De två sistnämnda åtgärderna har bytt plats i rangordningen jämfört med när den genomsnittliga kostnaden för återanvändning/materialåtervinning användes. Kostnaden för insamling från verksamheter är högre jämfört med de andra åtgärderna som syftar till ökad materialåtervinning. En förklaring är att utsläppsminskningarna från denna åtgärd är relativt små. Även om effekten på mängden återvunnet material är störst för denna åtgärd så är utsläppsminskningarna minst. Det beror på att det framförallt är stora mängder returpapper och pappersförpackningar som förväntas återvinnas. Dessa fraktioner ger mindre utsläppsreduktioner per ton återvunnen mängd jämfört med plast och metall. Detta är även förklaringen till att åtgärden insamling i materialströmmar har en betydligt

lägre kostnad uttryckt i kr/ton CO<sub>2</sub>-ekv., jämfört med de andra åtgärderna; åtgärden riktas endast mot plast och metall.

I Figur 4 nedan illustreras de genomsnittliga reduktionskostnaderna för de olika åtgärderna i en så kallad kostnadstrappa. För åtgärderna som syftar till återanvändning har ett medelvärde för de två exempelberäkningarna använts.



Figur 4. Kostnadstrappa för minskade utsläpp av växthusgaser (kr/ton CO<sub>2</sub>-ekv, genomsnittlig)

I figuren ovan illustreras en kostnadstrappa uttryckt i kr/ton CO<sub>2</sub>-ekv baserad på tabell 19 ovan. Varje trappsteg i trappan representerar en åtgärd där höjden på trappsteget visar den genomsnittliga reduktionskostnaden medan bredden på trappsteget visar åtgärdens bidrag till att minska utsläppen. Återigen är det tydligt att användandet av genomsnittliga kostnader medför att en åtgärd används till sin fulla potential innan nästa åtgärd blir aktuell. Åtgärden insamling i materialströmmar har den lägsta genomsnittliga kostnaden och utgör därmed det första trappsteget. Efter denna åtgärd följer ökad servicenivå och insamling av plastavfall. Dessa åtgärder har nästan samma genomsnittliga reduktionskostnad och inget tydligt trappsteg synd därför i figuren ovan. De dyraste åtgärderna att genomföra är återanvändning och insamling från verksamheter och vars genomsnittliga reduktionskostnader illustreras sist i diagrammet.

Som diskuterats tidigare i detta kapitel kan man resonera så att de reduceringar av CO<sub>2</sub> utsläpp som görs vid förbränningsanläggningar pga ökad återvinning och återanvändning egentligen inte innebär någon minskning eftersom dessa innebär en ökning hos någon aktör som deltar i EUs handelssystem. Om vi räknar bort utsläppsminskningarna som sker vid förbränningsanläggningar så skulle vi endast uppnå en total minskning på ca 150 kton CO<sub>2</sub>-ekv per år i stället för de 370 kton CO<sub>2</sub> ekv /år som sker totalt.

## 5.5 Sammanfattning

För att få en bild av den totala samhällsekonomiska kostnaden summeras samtliga kostnader för åtgärder och transaktionskostnader för styrmedlen. Dessa reduceras sen med den miljöskadestkostnad som undviks, dvs miljönyttan. I tabell 20 sammanfattas den samhällsekonomiska kostnaden för de åtgärder och styrmedel som föreslås införas för att nå det föreslagna etappmålet. Den totala samhällsekonomiska kostnaden uppgår till mellan ca 240 miljoner kr till att bli en samhällsekonomisk vinst på ca 460 miljoner kr. Det stora intervallet beror på vilken värderingsmetod som används för att värdera utsläppen av de undvikna CO<sub>2</sub> utsläppen. Om utsläppsminskningar som görs vid förbränning inte räknas med i nyttan uppgår undvikna miljöskadestkostnader till mellan 163 och 430 miljoner kronor per år och ger i stället en samhällsekonomisk kostnad på mellan 210 och 480 miljoner kronor per år.

Den enda miljönytta som har varit möjlig att värdera kvantitativt i detta projekt är utsläpp av växthusgaser varför miljönyttan är underskattad. Att undvika förbränning och i stället materialåtervinna samt att undvika produktion av nyråvara genom ökad återanvändning leder dessutom till minskad försurning, övergödning, bildning av fotooxidanter samt minskade utsläpp av kväveoxider, etc vilket inte har varit möjligt att värdera på grund av brist på tid och underlag. Om miljönyttan för övriga utsläpp hade kunnat värderas hade den samhällsekonomiska kostnaden varit betydligt lägre och visa på en högre samhällsekonomisk nytta.

Tabell 20. Sammanfattande tabell över samhällsekonomiska kostnader och nyttor.  
mnkr / år

Åtgärds-kostnader	-557
Utebliven kostnad	
Transaktionskostnad	-83
Undvikna miljöskadestkostnader (nytta)	400 - 1100
Total samhällsekonomisk kostnad/nytta	-240 (kostnad - + 460 (vinst))

## 5.6 Fördelningseffekter

Analysen ovan visar konsekvenserna för samhället som helhet men säger inget om hur de positiva och negativa konsekvenserna fördelas mellan dem som berörs av de förslag som tas fram. Detta är dock relevant att belysa genom en analys av fördelningseffekter, eftersom fördelningen av konsekvenserna kan påverka möjligheten att genomföra de framtagna förslagen. Frågor som beaktas inkluderar:

- Hur fördelas konsekvenserna mellan de grupper som är relevanta för den aktuella analysen?
- Hur fördelas dessa konsekvenser över tiden?

- Vilka grupper som är aktuella skiljer sig från fall till fall. Förutom exempelvis producenter, konsumenter, hushåll och stat kan det vara aktuellt att fundera kring grupper från ex. olika generationer, inkomstgrupper, kön, regioner.

### Åtgärder

I tabell 21 nedan redovisas hur kostnaderna för de olika åtgärderna fördelas över olika aktörer.

Tabell 21. Kostnader för åtgärder fördelat på aktör

	Hushåll	Verksamheter	Kommun	FTI/Producenter
Ökad servicenivå	X		(X)	(X)
Insamling av plastavfall	X		(X)	
Insamling i materialströmmar	X		(X)	
Insamling från verksamheter		X	(X)	(X)
Ökad återanvändning	X		(X)	

Beroende på hur servicenivån utökas och vem som har ansvaret för detta (kommunen eller förpacknings och tidningsinsamlingen (FTI) kan kostnaderna för att genomföra åtgärden belasta antingen kommunen eller FTI. Om kostnaderna faller på kommunen och materialintäkterna inte täcker kostnaderna kommer underskottet att behöva finansieras via renhållningsavgiften. Det innebär att det är hushållen som i slutändan får ta en eventuell merkostnad. I det fall kostnaderna faller på FTI, som delvis finansierar sin verksamhet via förpackningsavgifterna<sup>41</sup>, kan en höjning av förpackningsavgiften väntas. Eftersom en förpackningsavgift tas ut för alla förpackningar kommer denna kostnad att föras över till hushållen. För insamling av plastavfall av god kvalitet faller den direkta kostnaden på kommunen och återvinningscentralerna. Eftersom även dessa finansieras av renhållningsavgiften blir det i slutändan hushållen som får stå för den merkostnad åtgärden medför. Ett liknande resonemang gäller för ökad återanvändning och även insamling i materialströmmar. Eftersom det är kommunen som har ansvar för avfallet som föreslås samlas in genom en insamling i materialströmmar förväntas merkostnaden finansieras via en ökad renhållningsavgift.

Vem som bär kostnaden för insamling från verksamheter beror på hur åtgärden utformas. Egentligen är det FTI som har ett ansvar för att samla in dessa förpackningar, men idag finansieras den insamling som görs till stor del av verksamheterna. Det är även företagen som står för kostnaden för sortering av avfallet eftersom det sorteras vid källan. Om det sker en förbättrad servicenivå även för företagen kan det underlätta för dem och den ökade tid som de kan behöva lägga ner kan då reduceras med att de lättare kan ta del av den infrastruktur som föreslås förbättras för företagen.

<sup>41</sup> Betalas av företag som importerar varor, fyller en förpackning och säljer en vara.



## 5.7 Övriga konsekvenser

Förutom de aktörer som beskrivs ovan uppkommer konsekvenser även för andra aktörer. Bland dessa aktörer är t.ex. fastighetsägare som kan komma att få göra ombyggnationer i sina flerfamiljsfastigheter för att förbättra servicen för hushållen. Det innebär ökade kostnader både vad gäller förvaltning, nya utrymmen och information till hyresgäster. Dessa kostnader är inte inkluderade i åtgärdskostnaden.

En ökad servicenivå kan också bidra till försämrade arbetsmiljö för de som ska hämta de kärl som placerats närmare fastigheterna.

I åtgärdskostnaderna har det inkluderats två olika scenarier; ett där mängden avfall som går till förbränning fortsätter på samma nivå med hjälp av importerat avfall. Det kan dock vara så att fler länder i högre grad själva omhändertar sitt avfall vilket innebär att fjärrvärme- och elproduktionen från avfall minskar och därmed behöver ersättas på annat sätt. Det kan innebära en ökad användning av olja, naturgas, kol och torv som blir nödvändig för att ersätta den minskade fjärrvärme- och elproduktionen från avfall i Sverige.

### *Regelförenkling*

Tillväxtverket har som mål att införa regelförenkling för samtliga företag i Sverige. Målet är att de administrativa kostnaderna ska vara lägre år 2020 än vad de var år 2020. I etappmålsförslaget föreslås ett antal styrmedel som kan innebära ökade administrativa kostnader för vissa företag. Det handlar främst om inläsning av nya bestämmelser, ta fram avfallsplaner vilket troligen många företag redan idag har samt att ansöka om att ingå ett godkänt insamlingssystem, FGI. Den ökade administrativa kostnaden kan ändå anses som liten i förhållande till den samhällsekonomiska nytta som kan uppnås genom föreslagen.

I tabellen nedan sammanfattas konsekvenser som uppstår men som inte kunnat kostnads sättas eller värderas.

Tabell 22. Övriga konsekvenser

---

*Kostnader*

---

Risk att farliga ämnen inte fasas ut  
Kostnader för att avsätta utrymmen för sorterat  
avfall i hushåll och flerfamiljshus, verksamheter  
Extra tid på ÅVC för besökare  
Ökad tid för eftersortering  
Risk för försämrad kvalitet  
Försämrad arbetsmiljö för de som samlar in  
avfallet

---

*Nytta*

---

Ökade arbetstillfällen  
Minskad användning av nyråvara  
Minskade utsläpp av övergödande ämnen,  
försurande ämnen, minskad bildning av  
fotooxidanter  
Minskade transporter  
Minskad nedskräpning  
Mark tillgängliggörs om återvinningsstationer tas  
bort och ersätts av lättillgängliga  
insamlingssystem närmare hushållen

---

## 5.8 Osäkerheter

De variabler och parametrar som används vid beräkningar av konsekvenserna kan ofta vara osäkra. I detta avsnitt redovisas för de osäkerheter som är värda att beakta samt hur de kan tänkas påverka resultaten.

En osäkerhet i underlaget är att genomsnittliga kostnader istället för marginalkostnader för åtgärder har använts. Det medför att kostnaderna för en åtgärd kan skilja sig åt i stor utsträckning beroende på i vilken omfattning åtgärden redan har genomförts samt var den genomförs. Till exempel så baseras kostnadsberäkningarna för ökad servicenivå, insamling i materialströmmar och insamling från verksamheter på merkostnaden för att ersätta återvinningsstationer med fastighetsnära insamling (Profu, 2013). Kostnaden är en sammanvägd uppskattning baserat på uppgifter som kontinuerligt samlats in av Profu. Det finns stora variationer i de olika kostnadsposterna som ingår i denna sammanvägda merkostnad. Baserat på lokala förutsättningar om kostnader och insamlade mängder utifrån boendeform (villa eller flerfamiljshus) och befolkningstäthet är det inte orimligt att merkostnaden kan variera med +/- 50 procent.

Även kostnadsberäkningarna för återanvändning är osäkra och bygger endast på två exempel. I beräkningarna har inte hänsyn tagits till den förberedelse för

återanvändning och återanvändning som redan sker på återvinningscentralerna. Detta medför att effekten och kostnaderna är för den fulla potentialen och inte bara ökningen.

En annan osäkerhet i beräkningarna är de antagna insamlingsnivåerna för förpackningar och returpapper från hushåll och verksamheter. Dessa har satts till ganska höga nivåer som kan vara svåra att uppnå. Detta medför att effekten kan vara överskattad.

## 6 Källförteckning

Ambell, Christine; Björklund, Anna; Ljungren Söderman, Maria (2010). Potential för ökad materialåtervinning av hushållsavfall och industriavfall. KTH, samhällsplanering och miljö, Miljöstrategisk analys – Fms.

Avfall Sverige (2009). Insamling av återvinningsbart material i blandfraktion. Rapport U2009:13

Avfall Sverige (2012). Avfallsförebyggande i praktiken – en guide till hur kommuner kan arbeta med återbruk, underlagsrapport. Rapport U2012:10. ISSN 1103-4092

Avfall Sverige (2013a). Personlig kommunikation med Nilsson Djerf, Jon. 2013-10-15.

Avfall Sverige (2013b). Svensk avfallshantering 2013.

Avfall Sverige 2008. Vart tar smått elavfall från hushåll vägen? Studie av plockanalyser samt hushållens attityder och agerande. Rapport 2008:3

Bibi, Momina; Andersson, Hanna; Jensen, Carl; Rydberg, Tomas (2012). Vad vet vi om farliga ämnen vid materialåtervinning av plast? IVL Rapport B203, IVL Svenska Miljöinstitutet AB

Bisaillon et al (2009) Nya styrmedel inom avfallsområdet? KTH, Miljöstrategisk analys – fms.

Bisaillon, Mattias; Detterfelt, Lia; Edner, Stig; Mårtensson, Pål (2013). *CO<sub>2</sub>-utsläpp från framtida avfallsförbränning. Delprojekt 5 inom projektet Perspektiv på framtida avfallsbehandling (PFA)*, Waste Refinery.

Bisaillon Mattias, Dahlén Lisa, Detterfeldt Lia, Edner Stig, Torén Johan (2013). *Utvärdering av framtida styrmedel. Delprojekt 2 inom projektet Perspektiv på framtida avfallsbehandling (PFA)*. Waste Refinery.

Bäckman, P. 2001. Översiktlig samhällsekonomisk analys av producentansvaret. Project 486. CIT Ekologik AB. Göteborg.

Dahl Courtney A. 2010. Connecting consumption with environmental impact: Waste prevention and pay as you throw, a collective case study in Sweden. . Masters thesis, Lund University.

Dahlén 2008. Household waste collection. Factors and variations. Doctoral thesis. Luleå Tekniska Universitet. 2008:33

Dahlen Lisa, Vukicevic, Santita 2009. Återvinning av plast från hushållsavfall. Insamlingsresultat och kvalitet av källsorterad plast. Plastkretsen

Dahlén, Lisa; Vukicevic, Santita; Tapper, Martina (2013). Återvinning av plast från hushållsavfall. Luleå Tekniska Universitet. Plastkretsen ABs stiftelse för forskning.

EG 2008. Förordning (EG) nr 1272/2008 som gäller klassificering, märkning och förpackning av kemiska ämnen och blandningar

EU- Echa - <http://echa.europa.eu/sv/guidance-documents/guidance-on-reach;jsessionid=710CB11E653362F8FCE9F920FF945D31.live1>

Falkheimer, Jesper och Heide, Mats (2003). Reflexiv kommunikation: Nya tankar för strategiska kommunikatörer. Liber.

Finnveden et al 2013. A new set of valuation factors for LCA and LCC based on damage costs – Ecovalue 2012. Presented at the Conference International Conference on Life cycle management in Gothenburg 2013.

Fischer Christian 2008 , presentation “The use of landfill and incineration taxes in selected EU countries”. Presented at the EU-Asia Sustainable Waste Management Cycle, 17 April 2008.

Forsgren Christer, Stena Metall, personlig kommunikation

Försäkringskassan (2013). Socialförsäkringen i siffror 2013. Hämtad från [www.forsakringskassan.se/wps/wcm/connect/08f56766-8965-420e-bec7-c1315d56fda7/socialforsakringen\\_i\\_siffror\\_2013.pdf?MOD=AJPERES](http://www.forsakringskassan.se/wps/wcm/connect/08f56766-8965-420e-bec7-c1315d56fda7/socialforsakringen_i_siffror_2013.pdf?MOD=AJPERES)

Gidlund Lars, Lundström Erika 2008. Taxans effect på avfallsflödet. En studie av insamling av hushållsavfall i tre kommuner med viktbaserad avfallstaxa. Examensarbete, Luleå tekniska universitet.

Göteborgs Stad Kretslopp, 2012. *Fastighetsnära insamling av förpackningar och tidingar.*

Hage, Olle och Söderholm, Patrik (2007) *An econometric analysis of regional differences in household waste collection: The case of plastic packaging waste in Sweden.* Waste Management, vol.28 issue 10, 2008, s.1720–1731.

Hörnfeldt Maria 2010. Viktdebiterad avfallstaxa. En studie om vad ett införande av viktstaxa skulle kunna innebära för Luleå kommun. Examensarbete, Luleå tekniska Universitet. 2010: 06 YTH

IVL (2010), *Underlag för avfallsprevention och förbättrad avfallshantering*. Rapport B 1930

IVL (2011). *Förebygga avfall med kretsloppsparker - Analys av miljöpåverkan*. Rapport B1958.

IVL (2012). *Karläggnings av plastavfallsströmmar i Sverige*. SMED Rapport Nr 108 2012.

IVL (2013) *Ökad återvinning av hushållens plastförpackningar. Samhällsekonomisk analys (reviderad rapport) IVL rapport*

Karlsson, Håkan, Enhetschef Sortergårdar, Jönköpings kommun. Personlig kommunikation 2013-10-24

Ljunggren, Ragnhild & Wiklund, Johanna (2011) Design for Recycling för hårda konsumentplastförpackningar. Kandidatexamensarbete inom Teknik och management, Industriell ekonomi.Handledare: Jan-Olof Svebeus Kungl. Tekniska Högskolan

Lundmark Robert, Samakovlis Eva (2011). Avfall – återvinna, bränna eller slänga? SNS förlag.

Mc Cann, 2005. Transaction cost measurement for evaluating environmental policies, *Ecological Economics* 52 (2005), pp 527-542

Naturvårdsverket, 2008. *System för insamling av hushållsavfall i materialströmmar*. Rapport 5942.

Naturvårdsverket 2010. Vidareutveckling av förslag till avgiftssystem för kväve och fosfor. Rapport 6345

Naturvårdsverket 2012 a. Från avfallshantering till resurshushållning. Sveriges Nationella avfall plan 2012-2017. Rapport 6502

Naturvårdsverket, 2012b . *Hållbar Avfallshantering - Populärvetenskaplig sammanfattning av Naturvårdsverkets forskningsprogram*. Rapport 6523.

Naturvårdsverket 2013 . Repavdrag *En mindre samhällsekonomisk analys av att införa skattelättnad på reparationstjänster* Intern skrivelse.

NMR (2007). Nordic guideline for cost-benefit analysis in waste management. TemaNord 2007:574

Profu (2013). Etappmål 65% materialåtervinning och återanvändning - utvärdering av åtgärder. (under publicering)

Sabel, Jörgen, VD Swerec. Personlig kommunikation - telefonsamtal 2013-10-08

SCB (2012). Sveriges framtida befolkning 2012 -2060. Demografisk rapport 2012:2.

SCB (2013). Statistikdatabasen.  
[http://www.scb.se/Pages/SSD/SSD\\_TreeView\\_\\_\\_\\_340478.aspx](http://www.scb.se/Pages/SSD/SSD_TreeView____340478.aspx)

Sahlin et al (2007) Introduction of a waste incineration tax: Effect on the Swedish waste flows. Resources, Conservation and Recycling 51 (2007) 827-846

Scottish Environmental Services Association (2012) *Waste to resources: The pathway to zero waste* (www.esauk.org)

SFS 2006:1273. Förordning om producentansvar för förpackningar.

SOU 2005:23. Skatt på förbränning av avfall. Betänkande av BRAskatteutredningen, Stockholm 2005

SOU 2009:12. Skatt i retur. Betänkande av ASKA-utredningen, Stockholm 2009

SOU 2012: 56. Mot det hållbara samhället – resurseffektiv avfallshantering. Betänkande av avfallsutredningen. Stockholm 2012

Trafikverket 2012. Samhällsekonomiska principer och kalkylvärden för transportsektorn. ASEK 5. Kapitel 12, Växthusgaser.

WSP, 2012. *Förslag till ändring av miljöbalken- Konsekvensanalys av tydligare kommunalt ansvar för återanvändning av hushållsavfall.*

# Bilaga 1

## Ersättning för insamlat material

Tabell 1 Ersättning för insamlat material

Fraktion	Ersättning (kr/ton)
Tidningspapper	670
Pappersförpackningar	180
Metallförpackningar	1850
Plastförpackningar	-160
Glasförpackningar	300

Källa: Profu (2013)

Den negativa ersättningen för plastförpackningar innebär att man idag får betala en avgift för att lämna plast till återvinning.



# Bilaga 2

## Värdering av tid för källsortering

Några av de åtgärder som föreslås påverkar tidsåtgången i hushåll och verksamheter. Det gäller framförallt åtgärderna ”utökad service för insamling av förpackningar och tidningar från hushåll” och ”utökad insamling av förpackningar från verksamheter”. En del av kostnaden för att genomföra dessa åtgärder bygger på värdet av den tid det tar för hushåll och verksamheter att sortera, rengöra och transportera<sup>42</sup> förpackningar och tidningar till en insamlingsstation. Hur denna värdering bör genomföras är omdebatterad och det finns inte en väg att gå. Den tid hushåll lägger på återvinning tas av deras fritid. Om hushållen upplever detta som en kostnad ska värdet av deras tid inkluderas i en analys. Om det istället är så att hushållen gör detta frivilligt och inte upplever det som en kostnad så ska det inte tas med i beräkningarna. För verksamheter blir läget ett annorlunda eftersom den tid som läggs på återvinning i dessa fall sker på arbetstid, blir det automatiskt en kostnad eftersom den tid som läggs på återvinning annars hade använts till att jobba.

Metoden är här att visa på ett spann, ett värde för tidsåtgången kommer att användas, men för värderingen av denna tid kommer olika värden användas.

### Hur mycket tid

I och med att den första åtgärden innebär att det ska bli enklare för hushållen att lämna det sorterade avfallet antas det att de transporter som hushållen gör enbart för att lämna förpackningar och tidningar till återvinningsstationen<sup>43</sup> försvinner helt och hållet. Ytterligare ett argument för att inte inkludera tid för hushållens ev. transport är att kostnaden för åtgärden baseras på kostnaderna för fastighetsnära insamling, vilket gör att kostnaden för transport inkluderas redan. Samtidigt så förväntas åtgärden medföra att fler hushåll börjar sortera och många av de hushåll som redan sorterar ska sortera ut mer än vad de gör idag. Det innebär att för de hushåll som inte redan sorterar idag kommer tidsåtgången för rengöring och sortering att öka. Även för de hushåll som redan idag sorterar kommer tidsåtgången för rengöring och sortering att öka eftersom större mängder förväntas sorteras ut.

Det finns flera olika studier som visar hur mycket tid hushåll lägger på aktiviteter kopplade till återvinning. I en vägledning för CBA inom avfallshantering (NMR, 2007) redovisas extra tidsåtgång för att källsortera tidningar och förpackningar. Den extra tidsåtgången har i en studie av Sahlin estimerats baserat på ett

---

<sup>42</sup> Transporten kan ske till fots, med cykel, bil etc.

<sup>43</sup> Uppskattningar visar att ca 20 % av transporter görs med huvudsyftet att lämna sorterat avfall på ÄVS (Bäckman et al 2001. I Naturvårdsverket (20089) var det endast 12% av transporterna.

genomsnitt av tidigare studier som tagit fram uppskattningar för detta. Tidsuppskattningarna från NMR (2007) redovisas i tabell 1 nedan.

Tabell 1 Tid använd för källsortering i ett svenskt hushåll

	Genomsnittlig total tid tim/ton	Rengöring tim/ton	Sortering tim/ton	Transport tim/ton
Papper och hård plastförpackning	72	19,3	19,3	33,5
Andra papper och tidningar	53		19,3	33,5
Mjuka plastförpackningar	86		19,3	67

Källa: NMR (2007)

Ett genomsnitt av detta blir att hushållen lägger 0,070 timmar/kg material som sorteras inklusive transporter och räknar man inte med transporter blir tidsåtgången i genomsnitt 0,026 timmar/ton (vid t.ex. fastighetsnära insamling). När det gäller verksamheter och de förpackningar som sorteras ut där antas att ingen rengöring krävs vilket ger en tidsåtgång på 0,019 timmar/ton sorterat material då inte transport räknas med.

### Värdet av tiden

Vad gäller värderingen av den tid som hushåll lägger på källsortering så finns det ett brett underlag av studier som kommer fram till väldigt olika värden. För att det överhuvudtaget ska sättas ett värde på hushållens tid måste ett visst mått av ofrivillighet infinna sig. Hushåll som helt själva disponerar sin tid är troligen inte beredda att betala för att få en ändring i deras frivilliga disposition. En yttre kraft måste därmed få hushållet att göra ett val som hushållet ser som sämre än de alternativ man tvingas välja bort. Frågan handlar därmed om hushållen frivilligt lägger tid på återvinning eller om det är något de känner sig tvingade att göra. Det är just detta debatten som förs i litteraturen handlar om; huruvida hushållen frivilligt lägger tid på sortering och återvinning (värdet av tid bör då ej prissättas) eller gör det på grund av tvång (positivt värde på tid). Nedan görs en kort redogörelse för kunskapsläget vad gäller värdering av hushållens tid. Baserat på denna redogörelse väljs sedan en metod som appliceras i detta uppdrag.

Ekonomisk teori argumenterar att alternativkostnaden för hushållens tid är värdet av minskad fritid. Om hushållen får minskad fritid till förmån för t.ex. återvinning, bör denna tid värderas till reservationslönen, dvs lön efter skatt. Detta sägs då vara den lägsta summan som får en person att gå från fritid till arbetstid. Men, som nedan redogörelse lyfter, så finns det flera olika argument för andra metoder och tillvägagångssätt. I vägledningen för CBA inom avfallshantering (NMR, 2007) refereras till flera olika studier och olika approacher diskuteras. En av dessa approacher för att värdera tid är att sätta värdet av fritid lika med den fulla

lönekostnaden, inklusive skatt, där lönekostnaden reflekterar vad en arbetsgivare på marginalen är bered att betala för en anställds tid (Brännlund, 2001). En annan approach är att sätta värdet av fritid lika med nettolönen, utan skatt. Detta reflekterar i sin tur vad en anställd på marginalen är bered att ta anställning för. Båda dessa approacher bygger på föreställningen att varje timme man spendera på hushållssysslor, innebär en timme mindre för avlönat arbete. Detta resonemang håller dock inte för studenter, arbetslösa och pensionärer. Det är troligen inte heller sant för de flesta heltidsarbetande.

En annan approach är att värdera hur mycket hushållen är villiga att betala för att slippa utföra en hushållssyssla. I denna approach värderas tiden genom betalningsviljestudier. Radetzki (1999) sätter betalningsviljan för att slippa återvinna lika med betalningsviljan för att slippa övriga hushållssysslor, vilket då likställs med vad man betalar för hushållsnära tjänster. Radetzki använder Euro 7/timme (Radetzki, 1999) Författarna av guideboken argumenterar dock att det finns anledning att tro att betalningsviljan för återvinning är lägre än så eftersom (i) personer som betalar för hushållsnära tjänster ofta har mindre tid och mer pengar samt (ii) återvinning ses som mer värdefullt än andra hushållssysslor.

I en studie från Norge (Bruvoll, 2002) låg den genomsnittliga betalningsviljan på 0,39 US\$<sup>44</sup> per timme, vilket med dagens växelkurs motsvarar 2,7 kr/timme. En annan studie i Piteå fann att snittet låg på 0,38 US\$/timme (Berglund, 2006) Författarna till vägledningen hävdar dock att osäkerheterna kring resultatet både i Norge och Piteå är stora och troligen är värderingarna överskattade. Författarna lyfter fram att ett värde på Euro 0,3 per timme (2,45 kr/timme med dagens växelkurs) som den genomsnittliga betalningsviljan för att slippa sortera. Eftersom betalningsviljan skiljer sig väldigt mycket mellan olika individer rekommenderas det i vägledningen att beroende på syftet med analysen borde värdet skilja sig åt. Värdet på Euro 0,3 per timme kan användas då befintliga system ska analyseras. Om syftet med analysen istället är att analysera en mindre höjning av ambitionen för sortering bör ett högre värde användas eftersom syftet är att få hushåll med ett visst motstånd som sortering att börja sortera. Om det är stora förändringar av insamlingsgrader som analyseras bör den antagna betalningsviljan vara betydligt högre. Anledningen är att för att höga mål ska nås måste även hushåll med lite intresse för miljö och avfallshantering börja sortera. I dessa fall kan det enligt vägledningen vara aktuellt att använda de högsta värdena från Bruvolls studie. Den högsta betalningsviljan låg på 111 USD/år vilket motsvaras av US\$ 2,16 per timme. Med dagens växelkurs motsvaras det av ett värde på 14 kr/timme.

---

<sup>44</sup> 27 % av de svarande angav att även om kostnaden för att låta någon annan källsortera så ville de göra det själv. När det genomsnittliga värdet räknades fram satte deras betalningsvilja till 0. Det kan vara rimligt att deras betalningsvilja istället är lägre än 0, vilket skulle medföra ett lägre genomsnittligt värde.

En tredje approach är att beakta både marknadsvärde och icke-marknadsvärdet av tid. Här behöver man uppgifter om hur mycket av den tid som läggs på återvinning som skulle kunna läggas på arbete. Den typen av data finns inte tillgänglig men Ekvall och Bäckman (2001) antar att 3-30 procent av tiden som läggs på återvinning skulle kunna läggas på arbete samt att snittlönen är Euro 20 per timme. Givet dessa antaganden blir värdet av tiden som läggs på återvinning, ur ett marknadsperspektiv, 0,6-6 Euro per timme. Lägger man därtill värdet baserat på icke-marknads approachen ovan, för att ta in de 70-97 procent av övrig tid blir totalen 0,9-6,3 Euro per timme, vilket motsvaras av 7,6 – 53 kr/timme.

Som synligt i ovan refererade fall så tar sig hushållens betalningsvilja för att slippa källsortera ett varierande men oftast positiv värde. Att betalningsviljan är långt under marknadslön förklaras oftast med argumentet att sortering och återvinning delvis sker på frivilligt basis och bidrar till hushållens känsla av att bidra till ett bättre samhälle och renare miljö. En tidigare studie genomförd av Naturvårdsverket inom ramen för avfallsförebyggande programmet använde ett spann på 3-10 kr i timmen då befintliga system för avfallshantering analyserades.

Baserat på detta ska vi nu försöka komma fram till ett värde som kan användas i den fortsatta analysen av åtgärderna. Vi börjar med värderingen av hushållens tid. Åtgärden som föreslås ”utökad service för insamling av förpackningar och tidningar från hushåll”, förväntas leda till att hushåll blir bättre på att källsortera, dels genom att fler hushåll sorterar och dels genom att hushåll sorterar mer. Den ökade sortering förväntas följa av att en högre servicenivå tillsammans med informationssatsningar får hushållen att ändra beteende. Den ökade sorteringen sker därmed fortfarande på frivillig basis och det är därför svårt att motivera att värdet för hushållens tid ska vara lika hög som lönen. De hushåll som först ändrar sitt beteende kan antas ha ett lägre värde för den tid de lägger på sortering än de hushåll som bland de sista att ändra sina beteenden. Det känns därför motiverat att använda ett högre och ett lägre värde. I det här uppdraget har vi baserat på detta valt att använda ett spann av värden, där 3 kr per timme är det lägsta värdet och 14 kr/timme det högsta värdet.

När det gäller värderingen av den tid som verksamheter förväntas lägga på sortering och återvinning är det lite lättare. Denna sortering sker på arbetstid och därför blir det logiskt att värdet av denna tid motsvaras av lönen. Som ett lågt värde används den genomsnittliga nettolönen som 2012 låg på 20 562 kr/mån och som ett högt värde används den genomsnittliga fulla lönekostnaden (dvs. lönen inklusive arbetsgivaravgifter, semestertillägg och en OH-kostnad på 25 procent). För 2012 blir denna kostnad 55 362 kr/månad. (SCB, 2012)