

# SÄRSKILT FARLIGA ÄMNEN, AVFALL OCH MATERIAL- ÅTERVINNING

## En översiktlig kartläggning av nuläget i Sverige

2016-02-04

Upprättad av: John Sternbeck, Anna-Maria Eriksson, Åsa Ekberg Österdahl,  
Ann Helén Österås

Granskad: John Sternbeck

Uppdragsnr: 10219037

Särskilt farliga ämnen, avfall och  
materialåtervinning



Daterad: 2016-02-04

# SÄRSKILT FARLIGA ÄMNER, AVFALL OCH MATERIALÅTERVINNING

## KUND

Naturvårdsverket  
106 48 Stockholm  
Avtal: NV-05036-16

## KONSULT

WSP Sverige AB  
121 88 Stockholm-Globen  
Besök: Arenavägen 7  
Tel: +46 10 7225000  
Fax: +46 10 7228793  
WSP Sverige AB  
Org nr: 556057-4880  
Styrelsens säte: Stockholm  
[www.wspgroup.se](http://www.wspgroup.se)

## KONTAKTPERSONER

Uppdragsansvarig: John Sternbeck, [john.sternbeck@wspgroup.se](mailto:john.sternbeck@wspgroup.se)

Ombud: Helena Furst, [helena.furst@wspgroup.se](mailto:helena.furst@wspgroup.se)

## SAMMANFATTNING

Materialåtervinning är en viktig del i det samlade arbetet att minska åtgång av resurser och energi samt minska avfallsdeponering. Inom EU omfattas flera varugrupper av höga krav på återvinning, där materialåtervinning är en betydande del.

Material som förekommer i produkter kan innehålla kemiska ämnen med toxiska eller miljöfarliga egenskaper. Om material återvinns utan tillräcklig kunskap om ingående farliga ämnen finns en risk att dessa ämnen hamnar i varor där de inte är avsedda och inte heller lämpliga. På lång sikt kan det också medföra att stora materialströmmar i samhället blir förorenade med många olika kemikalier.

Denna rapport syftar till att bidra till resurseffektiva och giftfria kretslopp genom att:

- beskriva ett antal avfallsströmmar avseende särskilt farliga ämnen
- bedöma om förekomst av särskilt farliga ämnen motiverar särskild uppmärksamhet vid materialåtervinning
- bedöma om materialåtervinning i de beskrivna avfallsströmmarna medför risk att människa och miljö exponeras för särskilt farliga ämnen, och om det ur detta perspektiv finns anledning att hantera vissa avfallsströmmar på annat sätt.

Uppdraget avgränsas till att beskriva materialåtervinning, i huvudsak till konsument-tillgängliga produkter. Frågan om särskilt farliga ämnen bedöms både för nuvarande omfattning på materialåtervinning och om återvinningen skulle öka. Slutligen diskuteras vilka av strömmarna som är mest prioriterade att se över i arbetet mot giftfria och resurseffektiva kretslopp.

I första hand har sådana varugrupper studerats där ingående material förmodas kunna innehålla särskilt farliga ämnen. Följande varugrupper har beskrivits och utvärderats: elektriska och elektroniska produkter, bilar, tidningar, förpackningar av plast och papper, vissa byggnadsmaterial, däck och kläder/hemtextilier. Omkring 25 ämnen eller ämnesgrupper har värderats inom dessa varugrupper, huvuddelen är klassade som särskilt farliga ämnen och de kan grupperas enligt följande: bromerade flamskyddsmedel, ftalater, perfluorerade ämnen, kortkedjiga klorparaffiner, nonylfenol, bisfenol A, tennorganiska ämnen, metaller, organofosfater, PAH och cancerogena azofärgämnen. Eftersom de är klassade som särskilt farliga ämnen är många av dessa ämnen på någon nivå redan reglerade inom EU.

För flertalet av dessa ämnen råder brist på aktuella data som beskriver deras halter i olika material och varugrupper. Detta begränsar möjligheten att göra detaljerade beskrivningar av delströmmar inom olika varugrupper. I synnerhet är mängden data

som beskriver oavsiktlig förekomst till följd av materialåtervinning starkt begränsad. Det framgår att flera av dessa särskilt farliga ämnen kan uppträda som tillsatser i nya varor trots att det inte är tillåtet, t.ex. bly i elektronik, kadmium i förpackningar och kortkedjiga klorparaffiner i hushållsapparater. Dessa exempel beror sannolikt på medveten användning och har ingen uppenbar koppling till materialåtervinning. Dessutom är många varor långlivade vilket ger en eftersläpning mellan kemikalielagstiftningen och förekomsten i avfall.

Eventuella risker med farliga ämnen och materialåtervinning beror bl.a. på hur materialåtervinningen sker. Slutna kretslopp, där ett visst material återvinns till samma varugrupp, innebär att exponeringsförhållandena för ingående kemikalier inte ändras. Exempel på slutna kretslopp i denna studie är tidningspapper och PET-flaskor. Plastavfallsströmmar är starkt internationella och därmed svårare att kontrollera. Sverige exporterar vissa avfallsplaster och importerar via varor produkter som innehåller återvunna plaster. Det rör sig inte om slutna kretslopp.

Det finns också marknadsdrivna exempel där aktörer av hållbarhetsskäl tillverkar produkter med återvunna material. De exempel som studeras här hanterar elektronik respektive kläder. I dessa fall har man egna regelverk och kontrollsystem för farliga ämnen, och ställer minst lika stränga krav på återvunna material som på nya. Här följer en kort sammanfattning av de studerade varuflödena.

### Elektronik

Plast, kretskort och metall materialåtervinns. För kretskort och metall har inga uppenbara problem med särskilt farliga ämnen påvisats. Blyhaltigt glas deponeras. Med avseende på särskilt farliga ämnen är elektronikplast en viktig avfallsström som bl.a. kan innehålla bromerade och fosforbaserade flamskyddsmedel, bly, kadmium, PFAS och dibutyltenn. Det råder dock stora skillnader mellan olika plastslag. Förbehandling och viss separation sker i Sverige men framställning av återvunnen plastråvara sker i andra delar av Europa samt i Kina. Det är följaktligen mycket svårt att spåra enskilda typer av plastflöden och därmed är det inte möjligt att fullt ut kvalitetsbedöma "materialåtervinning av elektronikplast". Det finns producenter som använder återvunnen plast och har regel- och kontrollsystem för detta. Dessa regelverk är relativt omfattande och bedöms vad gäller antal ämnen vara något mer omfattande än lagstiftningen. Hur själva kontrollen utförs är dock mindre tydligt. De studerade exemplen har inte slutna processer där enbart plast från egna produkter återvinns. Plaster som återvinns från elektronik innefattar ABS, PP, PET, mindre mängder PVC och troligen även HIPS.

Undersökningar visar att RoHS-ämnen förekommer systematiskt i insamlad elektronikplast, och delvis i halter överskridande gränsvärdena i RoHS. Det finns flera exempel på att återvunnen elektronikplast använts vid tillverkning av andra produk-

ter, t.ex. leksaker, köksredskap och termomuggar, och att detta medför förekomst av bromerade flamskyddsmedel såsom deka-BDE och HBCD om än i relativt låga halter. De hälsorisker som dessa flamskyddsmedel i återvunna material innebär har bedömts som relativt låga. Exempelen visar dock att det sker en okontrollerad spridning av särskilt farliga ämnen från elektronikplast till andra produkter med andra exponeringsförutsättningar. Materialåtervinningen medför också att utfasningstiden av dessa reglerade ämnen förlängs.

De halter som uppmätts i återvunnen elektronikplast är låga jämfört med halter av avsiktligt tillsatta flamskyddsmedel, även i jämförelse med nya ämnen som inte är reglerade. Det bedöms därför att kemikalielagstiftningens utformning och tillämpning är primär för att minska dessa risker. Regelverk för avfallshantering och materialåtervinning krävs också om den okontrollerade spridningen ska motverkas. De globala flödena av elektronikplast i både avfall och nya produkter bedöms försvåra möjligheten att komma till rätta med de dåliga exemplen.

### **Fordon**

När det gäller återvinning av fordon har fokus i utredningen varit plaster. En betydande del av avfallet från bilar utgörs av olika plaster och dessa kan bl.a. innehålla deka-BDE, HBCD, ftalater, SCCP, TCPP, TDCPP, TPP samt DBT och DOT. I Sverige sker ingen materialåtervinning av fordonsplast. Det bedöms vara svårt att få detta ekonomiskt motiverat och det finns också tekniska svårigheter eftersom kraven på många plaster i bilar är speciella. Exempel från Holland tyder på att de plastmängder som skulle kunna återvinnas med befintlig teknik är små, jämfört med många mindre problematiska plastflöden.

Vi bedömer inte att det är motiverat att öka materialåtervinning av plast från fordon. Orsaken är relativt små potentialer, många förekommande särskilt farliga ämnen, samt tekniska och ekonomiska hinder.

### **Plastförpackningar exkl. PET-flaskor**

Plastförpackningar är det största enskilda plastflödet och drygt 70 000 ton återvinns årligen, vilket motsvarar ca 40% av inflödet. En del av den insamlade plasten exporteras för vidare förädling utomlands. En betydande del av de insamlade plastförpackningarna består av HDPE, PP och PET.

Regleringen av kemikalier är mer strikt i livsmedelförpackningar än övriga plastförpackningar. Dock tillåts under vissa omständigheter bl.a. bisfenol A, ftalater och dioktyltenn i livsmedelförpackningar. Exempel på särskilt farliga ämnen som påträffats i plastförpackningar ej avsedda för livsmedel är deka-BDE i cellplast och kadmium i PVC. Vi har inte funnit exempel på vilken kontroll av särskilt farliga ämnen som utförs vid återvinning av plastförpackningar.

Utifrån de undersökningar som publicerats är PVC ett mindre lämpligt förpackningsmaterial att återvinna. Då livsmedelförpackningar omfattas av strängare kemikaliekrav än andra plastförpackningar skulle separat hantering och återvinning av livsmedelförpackningar kunna ge en renare fraktion återvunnen plast.

### **PET-flaskor**

PET-flaskor insamlas och materialåtervinningsgraden är hög. PET-flaskor återvinns till samma produkter och är därmed ett av få exempel på slutna återvinning. Vi har inte funnit några exempel på särskilt farliga ämnen i PET-flaskor och ser därmed ingen anledning att föreslå ändringar av denna återvinning.

### **Pappersförpackningar**

Materialåtervinningen av pappersförpackningar uppgår till ca 400 000 ton per år, vilket motsvarar en återvinningsgrad på knappt 80%. Hälften av denna volym återvinns till nya förpackningar i Sverige, medan resterande volym exporteras.

Det finns ett antal prioriterade kemikalier som kan förekomma i pappersförpackningar, men den svenska aktören har ett kontrollsystem omfattande bl.a. ftalater, aromatiska aminer och metaller. Man uppger att de undersökta föroreningarna normalt inte utgör ett problem. I utredningen har vi dock inte funnit representativa oberoende undersökningar av kemikalier i pappersförpackningar. På basis av den kunskap som framkommit finns ingen anledning att ändra materialåtervinning av pappersförpackningar.

### **Tidningspapper**

Alla tidningar som samlas in och lämnas för återvinning i Sverige i dag återvinns i Sverige och inte utomlands. År 2014 materialåtervanns 284 000 ton tidningar. Återvunna tidningar blir bland annat nya tidningar samt toa- och hushållspapper. Ingen "downgrading" sker alltså vid återvinningen.

Det har i denna undersökning inte framkommit några studier som tyder på att några av de särskilt farliga ämnen som studerats i denna rapport hittats i tidningspapper. Kemikalier vid återvinningen av tidningspapper till nytt tidningspapper eller till hushålls- eller toapapper bedöms inte vara ett problem i och med att kemikalierna är lätta att särskilja från fibrerna via flotation eller tvättning. Kontroll av ämnen i produkterna sker också innan de återvunna materialen sätts på marknaden. På basis av den kunskap som framkommit finns ingen anledning att ändra materialåtervinning av tidningspapper.

### **Gummidäck**

Svenska bildäck insamlas till nästan 100%. Drygt 40 % materialåtervinns, främst till granulär som bl.a. används till konstgräsplaner. Kunskapen om kemikalier i bildäck,

och om särskilt farliga ämnen i synnerhet, är mycket begränsad. De data som är publicerade är huvudsakligen mer än 5-10 år gamla. En tidigare branschgenomgång visar stora variationer i använda kemikalier mellan olika fabriker, men också att informationen om använda kemikalier sällan är allmänt tillgänglig.

Det kan rekommenderas att däck som tillverkades tidigare än förbudet mot HA-oljor trädde i kraft (2010) inte materialåtervinns. För modernare däck saknas de kemikaliedata som krävs för att bedöma om materialåtervinning är lämplig eller ej.

### **Byggmaterial**

Byggbranschen är en mycket material- och kemikalieintensiv bransch där ökad materialåtervinning vore positivt ur resursperspektiv. Många farliga ämnen förekommer i byggmaterial som knappast kan insamlas och materialåtervinnas, t.ex. fogmassor, tätningsmedel och färg. Området är alltför stort för att kunna belysas i en större omfattning i denna utredning, men vi har fokuserat på PVC som är det dominerande plastslaget i byggbranschen. PVC i byggbranschen kan innehålla t.ex. ftalater, tennorganiska ämnen, bly, kadmium och nonylfenoletoxilater. Tillsatser i PVC har varierat över tid och många farliga ämnen har förekommit. Vid renovering och rivning kan PVC-material därför potentiellt innehålla ett stort antal farliga ämnen och dessa fraktioner bedöms därför inte lämpa sig för materialåtervinning. Vi rekommenderar därför inte att PVC-återvinning från bygg- och rivningsavfall stimuleras.

Vid rivning och renovering sker sällan insamling på ett sätt som möjliggör materialåtervinning. Brännbara material blandas. Det finns dock potential att sortera ut vissa PVC-fraktioner främst vid nybyggnation. I Sverige sker idag en mindre materialåtervinning av PVC från kabelisolering. Det bedöms dock vara en betydande risk att både mjukgjord och styv PVC innehåller särskilt farliga ämnen. Det faktum att kemikalietillsatser varierat över tid och att material från renovering och rivning kan vara av hög eller okänd ålder innebär en extra osäkerhet kring kemikalieinnehållet i PVC. Därför är det främst produktionsspill av PVC samt krymp- och sträckfilm, vanligtvis av PE, som bedöms lämpligt att återvinna. Eftersom även produktionsspill av PVC kan innehålla t.ex. ftalater bör ett återvinningssystem innefatta krav på kemikaliedovisning. Det föreslås att mjukgjord PVC innehållande höga halter DEHP eller närbesläktade fortplantningsstörande ftalater bör hanteras som farligt avfall.

### **Kläder och hemtextilier**

Återvinningen av textilier idag är begränsad och därför är även kunskapen om olämplig återvinning liten eller obefintlig. Avlagda textilier läggs huvudsakligen i restavfallet och största delen går till förbränning med energiutvinning. En mindre del av textilavfallet återvinns mekaniskt i Europa eller Asien.

Flera av de särskilt farliga ämnen som behandlas i rapporten kan påträffas i textilier, liksom ett stort antal andra kemikalier. Användningen av vissa ämnen såsom t.ex. perfluorerade ämnen är främst knuten till en viss funktion hos textilen och förekommer därför inte allmänt i textilier. Andra ämnen såsom t.ex. azobaserade färgämnen kan förekomma i samtliga typer av textilier.

Vid mekanisk återvinning av textilier blir tillsatta kemikalier kvar i återvunnet material, medan vid kemisk återvinning så försvinner flera kemikalier med undantag av t.ex. azobaserade färgämnen och metaller.

Det finns frivilliga kontrollsystem för kemikalier i kläder som är baserade på kemikalielagstiftning men även en frivillig utökad begränsning och kontroll av kemikalier där i stort sett samtliga särskilt farliga ämnen som behandlas i denna rapport ingår. Samma kontrollsystem gäller för återvunnet material som för nytt material.

Globalt finns en marknad för återvunnen textil. Det stora antalet ämnen som kan förekomma i kläder och att farliga ämnen idag kan påträffas i nya kläder motiverar i första hand att kläder som sätts på marknaden bör kontrolleras. Om samma krav ställs på nya och återvunna kläder, och om transparent kontroll av regeluppfyllnad genomförs, så bör materialåtervinning av kläder inte utgöra ett större problem än den primära kemikalieanvändningen i kläder. Kunskapen om förekommande kemikalier i olika textilflöden behöver dock förbättras.

### **Samlad bedömning**

De materialflöden som utvärderats i denna utredning har valts bl.a. utifrån förmodad förekomst av särskilt farliga ämnen. Studien bekräftar att flertalet av dessa flöden kan innehålla särskilt farliga ämnen. Tidningspapper och PET-flaskor är två goda exempel där materialåtervinning sker till samma produkter och risker med särskilt farliga ämnen bedöms låga. Ofärgade förpackningar av PE bedöms också som fritt från särskilt farliga ämnen.

Plast är ur resursperspektiv en viktig grupp eftersom den huvudsakligen är baserad på fossila råvaror. Det är också med avseende på särskilt farliga ämnen en mycket heterogen grupp som kräver detaljerad genomgång för att bedöma lämplighet för materialåtervinning. Den mesta återvinningen av plast sker utanför Sverige och till stor del utanför Europa. Därmed kommer den återvunna plasten tillbaka genom de produkter som importeras till Sverige och till EU. Regleringen av farliga ämnen för importerade varor är inte lika stark för produkter som produceras utanför EU som för de som produceras inom EU. Därför riskerar vi att få in höga halter av farliga ämnen från såväl ny som återvunnen plast via import till EU.

Uppdraget har främst inriktats mot material och varor där särskilt farliga ämnen förekommer relativt allmänt. Ändå kan det konstateras att halterna av särskilt far-



liga ämnen, och liknande kemikalier, ofta är många tiopotenser lägre i återvunna material jämfört med vad de kan vara i ny tillverkat material. Avsiktligt tillsatta särskilt farliga ämnen bedöms därför generellt medföra en större risk för att människa eller miljö exponeras, jämfört med den förekomst i varor som beror på användning av återvunna material. De kemikalier som är reglerade i t.ex. elektronik är få och är numera ersatta av snarlika ämnen som inte är reglerade.

Återvinningskedjorna är i flera fall internationella och innefattar många aktörer, vilket gör det svårt med spårbarhet och kunskapsöverföring gällande förekomst av särskilt farliga ämnen i samband med materialåtervinning. Att utöka omfattningen av reglerade ämnen i t.ex. RoHS och ELV, samt att utöka kontrollen av hur dessa regelverk och REACH efterlevs i ny tillverkning, föreslås som en mer effektiv och långsiktigt riskminskande åtgärd jämfört med att skärpa regelverk för materialåtervinning.

När det gäller om några av studerade avfallsströmmarna bör hanteras på annat sätt (än i dag) görs följande bedömningar:

- Återvinning av elektronikplast är uppenbart en källa till förorening i återvunna material, men det bedöms svårt att åstadkomma några meningsfulla förändringar på nationell nivå.
- Fordonsplast materialåtervinns inte i Sverige idag och det bedöms inte heller vara motiverat.
- PVC i förpackningar bör inte materialåtervinnas.
- Livsmedelförpackningar i plast har potential att ge en renare fraktion än plastförpackningar i allmänhet. Dock behöver en fullständig och kontrollerad återvinningskedja etableras om en ökad separation ska vara meningsfull.
- PET –flaskor, pappersförpackningar och tidningspapper materialåtervinns effektivt och vi ser inga betydande föroreningsproblem med detta.
- Några slutsatser kring materialåtervinning av gummidäck kan inte dras, då kunskapsläget kring kemikalier är för dåligt i denna varugrupp.
- Plast från bygg- och rivningsavfall är generellt inte lämpligt att materialåtervinna. Två undantag är produktionsspill av PVC samt krymp- och sträckfilm av PE. Mjukgjord PVC innehållande höga halter DEHP eller närbesläktade fortplantningsstörande ftalater bör hanteras som farligt avfall.
- Kläder kan innehålla många kemikalier inklusive särskilt farliga ämnen, och materialåtervinns i liten utsträckning. En ökad materialåtervinning bedöms inte vara det primära kemikalieproblemet med kläder, och kan därför generellt anses motiverad.

## INNEHÅLL

1	INLEDNING	13
2	SYFTE OCH OMFATTNING	14
3	METODIK	15
3.1	Avfallsströmmar	15
3.2	Urval farliga ämnen	17
3.3	Beskrivning av SFÄ i material, varor och avfall	18
4	REGLERING AV SÄRSKILT FARLIGA ÄMNEN	20
4.1	REACH	20
4.2	Övrig reglering	22
5	FARLIGA ÄMNEN I PRODUKTER	26
5.1	Bromerade flamskyddsmedel	28
5.2	Kortkedjiga klorparaffiner	33
5.3	Perfluorerade ämnen	35
5.4	Ftalater	37
5.5	Metaller	39
5.6	Tillsatsämnen till däck	42
5.7	Bisfenoler	43
5.8	Tennorganiska ämnen	44
5.9	Organofosfater	45
5.10	Azofärgämnen	47
5.11	Nonylfenol och Nonylfenoletoxilater	48
5.12	Syntes om SFÄ i material	50
6	HANTERING AV AVFALL I VISSA SEKTORER	53
6.1	Elektronik	53
6.2	Fordon	61
6.3	Förpackningar	63
6.4	Kläder och hemtextilier	70
6.5	Tidningspapper	75
6.6	Bygg och rivningsavfall	77
6.7	Däck	80

<b>6.8</b>	<b>Samlat om plaster</b>	<b>82</b>
<b>7</b>	<b>JÄMFÖRELSE MED ANDRA FLÖDEN</b>	<b>88</b>
<b>8</b>	<b>EXPONERINGSRISKER</b>	<b>90</b>
<b>9</b>	<b>FINNS BEHOV AV ÄNDRAD HANTERING</b>	<b>92</b>
<b>10</b>	<b>REFERENSER</b>	<b>95</b>
<b>10.1</b>	<b>Skriftligt material</b>	<b>95</b>
<b>10.2</b>	<b>Muntliga referenser</b>	<b>101</b>

**BILAGA 1. CAS-NR**

## BEGREPPSLISTA

Särskilt farliga ämnen - Benämns även SVHC inom EU och definieras av ECHA som CMR, PBT, vPvB eller motsvarande farlighet.

CMR – Ämnen som är cancerogena, mutagena eller reproduktionsstörande

PBT – Ämnen som är persistenta, bioackumulerbara och toxiska

POP – Persistent organic pollutants

RoHS -Restriction of the use of certain Hazardous Substances in electrical and electronic equipment.

WEEE - Waste of electrical and electronic equipment

PE – Polyeten

PP - Polypropen

PC - Polykarbonat

PVC – Polyvinylklorid

ABS – Akryl butadien styren

PS – Polystyren

HIPS – High impact polystyrene

EPS – Expanderad polystyren

XPS – Extruderad polystyren

PU – Polyuretanplast

PUF - Polyuretanskum

PET – Polyetentereftalat

HBCD – Hexabromcyklododekan

PBDE – Polybromerade difenyletrar

PFAS – ”perfluorerade alkylsubstanser”

PFOS - perfluorsulfonsyra

NP - nonylfenol

NPEO - nonylfenoletoxilater

SCCP – kortkedjiga klorparaffiner

T CPP – Triklorpropylfosfat

TDCPP – Tris(di-klor)propylfosfat

TPP – Trifenylfosfat

DBT – Dibutyltenn

DOT - Dioktyltenn

## 1 INLEDNING

Kretsloppsprincipen syftar till att minska uppkomst av avfall, samt att genom återanvändning och materialåtervinning minska den resursåtgång och klimatpåverkan som uppstår vid produktion av nya varor. Höga mål för återvinning gäller inom EU, t.ex. ska 70% av allt bygg- och rivningsavfall återvinnas, och för fordon är motsvarande krav 95% från och med 2015.

Kvaliteten och i synnerhet innehållet av farliga kemikalier i det material som kan återvinnas är dock en aspekt som bör beaktas vid utarbetande av strategier för avfallshantering. Kemikalieinspektionen betonar att förekomst av särskilt farliga ämnen måste beaktas vid utarbetande av strategier för materialåtervinning, och att det ska föreligga likvärdiga kvalitetskrav vad gäller farliga ämnen i nya och återvunna material (se kapitel 8 i KemI 1/12). En under hösten 2015 publicerad EU-dom fastställer att kravet i REACH om högst 0,1% av särskilt farliga ämnen i varor ska gälla komponenter i varor, och inte 0,1% i hela varan. Härmed likställs kraven på varor och avfall i högre grad.

Många material som ingår i varor och produkter innehåller kemikalier som tillsatts för att uppnå olika egenskaper, t.ex. färgämnen, biocider, mjukgörare, antioxidanter och flamskyddsmedel. Vissa s.k. tillsatskemikalier har särskilt farliga egenskaper, t.ex. cancerogent, reproduktionsstörande eller PBT. Förekomst av farliga ämnen som tillsatskemikalier i varor medför att ämnena sprids till inomhusluft och damm samt bidrar till människors exponering för dessa ämnen (t.ex. Björklund m.fl., 2009; Fridén 2010; Hoffmann m.fl., 2015). Källor kan t.ex. vara elektroniska apparater, möbler och textilier varifrån ämnena läcker.

Med en ökande återvinning av material till nya produkter föreligger en risk att oönskade kemikalier uppträder i dessa produkter, och att detta bidrar till ökad och okontrollerad human exponering. Att stora mängder kemikalier omsätts i samband med materialåtervinning är känt. Exempelvis har mycket höga halter av flamskyddsmedlet PBDE påvisats både i miljön och i människor kring kinesiska anläggningar för återvinning av plast (Tang m.fl., 2014) samt hantering av elektronikavfall (t.ex. Bi m.fl., 2014).

Det finns därför behov att kartlägga och identifiera vilka avfallsströmmar som kan innehålla särskilt farliga ämnen, samt utifrån nuvarande avfallshantering bedöma risken för att SFÄ sprids okontrollerat.

## 2 SYFTE OCH OMFATTNING

Uppdragets syfte är att bidra till resurseffektiva och giffria kretslopp genom att:

- beskriva ett antal avfallsströmmar avseende särskilt farliga ämnen
- bedöma om förekomst av särskilt farliga ämnen motiverar särskild uppmärksamhet vid materialåtervinning
- bedöma om materialåtervinning i de beskrivna avfallsströmmarna medför risk att människa och miljö exponeras för särskilt farliga ämnen, och om det ur detta perspektiv finns anledning att hantera vissa avfallsströmmar på annat sätt.

Uppdraget avgränsas till att beskriva materialåtervinning till konsumenttillgängliga produkter för ett 20-tal särskilt farliga ämnen. Frågan om farliga ämnen bedöms både för nuvarande omfattning på materialåtervinning och om återvinningen skulle öka. Slutligen diskuteras vilka av strömmarna som är mest prioriterade att se över i arbetet mot giffria och resurseffektiva kretslopp.

Som en del av arbetet har aktörer i återvinningskedjorna för olika material och varugrupper intervjuats.

## 3 METODIK

Uppdragets omfattning är ett 20-tal särskilt farliga ämnen i omkring 10 avfallsströmmar. Urvalet av avfallsströmmar och av farliga ämnen hänger ihop. Information har insamlats från litteraturstudier och genom intervjuer med olika aktörer bl.a. i återvinningsbranschen. I ett första skede inventerades därför avfall som materialåtervinns och farliga ämnen som förekommer som tillsatser i material och varor. Utifrån denna genomgång och de kriterier för avfall och ämnen som presenteras nedan gjordes ett slutligt urval. Urvalen har också gjorts i samråd med Naturvårdsverket.

### 3.1 Avfallsströmmar

Avfallsströmmar valdes utifrån följande kriterier

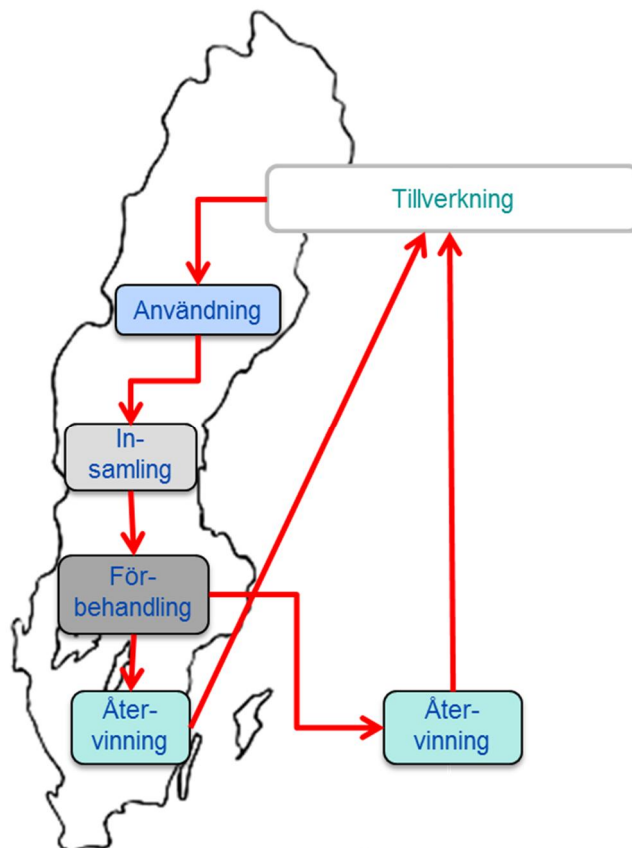
- Bedömd risk att de innehåller särskilt farliga ämnen
- Kan materialåtervinnas
- Relativt stora volymer
- Insamling sker

Uppgifter om storlek på flöden och omsättning av varor, material och avfall har inhämtats från offentlig avfallsstatistik, insamling- och återvinningsbranschen, konsumtionsuppgifter samt produktion. I många fall har dock befintliga uppgifter varit på för låg detaljeringsnivå.

Intervjuer med 23 olika aktörer har genomförts för att fördjupa beskrivningen av hur utvalda avfallskategorier hanteras, om materialåtervinning sker, samt i vilken mån särskilt farliga ämnen kontrolleras (se Tabell 1 samt avsnitt 10.2).

Processkedjan från avfall till ny produkt kan förenklat beskrivas enligt Figur 1. Frågorna varierar något beroende på vilket led i kedjan som respektive aktör har, men inriktningen är generellt följande:

- Vilket eller vilka steg i återvinningskedjan representerar ni?
- Vilka typer av material och produkter hanterar ni?
- Beskriv vad ni gör.
- Varifrån kommer det material ni hanterar, och vart går det vidare?
- Hur hanterar ni material som kan innehålla farliga ämnen?
- Är SFÄ en fråga som påverkar er verksamhet?
- Kontrollerar ni kemikalier, och SFÄ i synnerhet?
- Om kontroll sker, hur görs det och vilka ämnen omfattas?



Figur 1. Generell illustration av aktörer i kedjan för materialåtervinning. Boxar utanför Sveriges gräns visar verksamhet som pågår i andra länder men som berör Sverige.

Tabell 1. De aktörer i återvinningskedjan som intervjuats inom uppdraget.

	Insamling	Förbehandling	Återvinning	Produktion
<b>Förpackningar</b>	FTI	Fiskebyboard Swerec Cleanaway Recycling	Fiskebyboard	
<b>Tidningar</b>	FTI			Metsä
<b>Elektronik</b>	Elkretsen SUEZ (SITA)	Stena Technoworld Ragnsells Kuusakoski Svensk Freon-återvinning Ekokem	Boliden Swerec SIMS Ekokem	Electrolux HP TCO
<b>Fordon</b>	Hedbergs bilskrot	SBR	SBR	
<b>Bygg och rivning</b>	SUEZ (SITA) Ragnsells	SUEZ, Stena Metall Svensk Freonåtervinning	IKEM	
<b>Kläder</b>				HM Lindex



## 3.2 Urval farliga ämnen

En utgångspunkt i uppdraget är att kartlägga omkring 20 särskilt farliga ämnen, varav merparten uppfyller kriterierna för SVHC inom REACH. Följande övergripande kriterier definierar SVHC inom REACH:

- CMR
- PBT, vPvB
- Motsvarande farlighet

Farliga ämnen är ämnen som är klassificerade som farliga enligt kriterierna i CLP-förordningen samt de som ännu inte har klassificerats men som uppfyller regelverkets kriterier för farliga ämnen. Med särskilt farliga ämnen avses de ämnen som har de mest problematiska egenskaperna från hälso- och miljösynpunkt. Det gäller ämnen som är svårnedbrytbara i miljön och bioackumulerande, ämnen som är cancerframkallande, mutagena eller reproduktionstoxiska (s.k. CMR-ämnen), ämnen som är kraftigt allergi-framkallande samt ämnen med andra allvarliga egenskaper som inger motsvarande grad av betänklighet. Yttertrycket "motsvarande grad av betänklighet" kan avse ämnen som har egenskaper som inte fångas upp av klassificeringssystemet, t.ex. hormonstörande ämnen.

Vid val av ämnen till detta uppdrag är det också viktigt att ämnena används som tillsatskemikalier i material som kan eller skulle kunna materialåtervinnas. Ett önskemål är också att de valda ämnena ska återspegla olika funktioner, t.ex. stabilisator, flamskyddsmedel, färgämne mm.

Alla ämnen på den s.k. kandidatlistan är särskilt farliga ämnen, men det är bara vissa som uppfyller övriga inom uppdraget ställda krav. Därför har grunden för ämnesurvalet breddats något och några ämnen som idag inte klassats som särskilt farliga ämnen har tagits med. Det finns andra ämnen som t.ex. är hormonstörande eller cancerogena men ändå inte (ännu) hamnat på kandidatlistan. Några sådana välkända miljöförureningar har också tagits med. Ytterligare motivering av vissa valda ämnen ges i inledning till kapitel 5.

Tabell 2. Utvalda ämnen eller ämnesgrupper.

ÄMNESGRUPP	Funktion	SVHC	Kandidatlista eller POP-konvention
Polybromerade difenyletrar Penta-BDE (47, 99) och Dekab-BDE (209)	Flamskyddsmedel	X	K, POP
Hexabromcyklododekan; HBCDD	Flamskyddsmedel	X	K, POP
Perfluorerade ämnen	Ytaktiva	X	K (fåtal), POP (PFOS)
Ftalater (DEHP, DBP, DIBP, BBP, DINP, DIDP)	Mjukgörare	X	K (många)
Pb (blyföreningar)	Stabilisator	X	K
Cd (kadmiumföreningar)	Stabilisator, pigment	X	K
Kortkedjiga klorparaffiner (CP10-13)	Flamskyddsmedel, mjukgö- rare	X	K, POP (föreslagen)
Tillsatsämnen till däck, PAH	Mjukgörare	Vissa	
Bisfenol A (BPF och BPS)	Antioxidant mm	?	
Dibutyltenn	Stabilisator	X	K
Dioktyltenn	Stabilisator	X	K
Nonylfenol och NF-etoxilater,	Ytaktiva	X	K
Organosfosfater: TCPP, TPP, TDCPP	Flamskyddsmedel, mjukgö- rare	?	
Azofärgämnen	Färgämnen	Vissa	Vissa

### 3.3 Beskrivning av SFÄ i material, varor och avfall

Förekomsten av särskilt farliga ämnen som tillsatskemikalier i olika avfallsströmmar beror förstås av vilka kemikalier som används i de material som avfallet utgörs av. En central del i denna utredning är att beskriva vilka särskilt farliga ämnen som förekommer eller kan förekomma i material som senare i livscykeln blir avfall, samt i vilka halter ämnena förekommer.

Uppgifter om halter i avfall har därför insamlats från litteratordata om både avfall och material i olika produkter. Ett mål med projektet är att ge underlag för att minska risken att olämpliga material blandas med övriga återvinningsbara material och på så vis förorenar material, varor och avfall. Därför ligger huvudfokus på att beskriva halter i enskilda material och för enskilda applikationer. Denna kunskap är ofta svår att få fram eftersom det sällan föreligger någon skyldighet för producenter eller nedströms användare att re-

dovisa kemikalieinnehåll. Informationsplikt föreligger dock för ämnen som finns på kandidatlistan och förekommer i varor i halter över 0,1%.

Databaser såsom Varuguiden ger i princip information om vilka ämnen som förekommer i vissa material, samt i vilka material som enskilda ämnen kan förekomma. Halterna anges dock i vida intervall och utan hänvisning till årtal eller i vilka användningsområden som respektive ämnen förekommer. För att kunna ta ställning till uppdragets övergripande fråga, om vissa avfallsströmmar bör hanteras på annat sätt, så krävs detaljerade och exakta uppgifter. Förekomsten av en viss tillsatskemikalie i ett enskilt materialslag varierar:

- över tid (t.ex. beroende på lagstiftning eller teknisk utveckling)
- mellan olika varor och användningsområden (t.ex. är det bara vissa applikationer som kräver flamskydd)
- regionalt

För att få kunskap om kemikaliers förekomst med ovanstående upplösning har vi därför sökt i både äldre och nyare litteratur. Litteraturen har omfattat branschorganisationer, vetenskapliga artiklar och rapporter från myndigheter, konsulter eller andra organisationer. Trots denna ansats kan vi konstatera att information om kemikaliers användning i varor ofta blir behäftad med viss osäkerhet. Det finns några få utländska exempel där man genomfört systematiska undersökningar av ett antal ämnen i avfallsled, t.ex. i olika fraktioner av elektronikplast. Detta ger en representativ bild att den verkliga förekomsten i de studerade materialen och vid den aktuella tidsperioden. Betydligt vanligare är att halldata härrör från mer slumpmässiga urval av några varor. Representativiteten av sådana resultat blir naturligt mer osäkra.

## 4 REGLERING AV SÄRSKILT FARLIGA ÄMNINGAR

Särskilt farliga ämnen/ Kemikalier i produkter är reglerade på ett antal sätt. Under denna rubrik görs en kort översikt av de viktigaste lagstiftningarna som reglerar de utvalda kemikalier (huvudsakligen s.k. särskilt farliga ämnen) i de avfallsslag vi har valt att titta på. Kemikalielagstiftningen är dock omfattande (se t.ex. KemI, 2012a). I Tabell 3 synliggörs vilka av de kemikalier som behandlas i denna rapport som är reglerade i de produkter som ingår i de avfallsflöden som studien behandlar.

### 4.1 REACH

Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 1907/2009 (Reach) omfattar ämnen, blandningar och varor men inte avfall. I Reach finns två bilagor som begränsar vilka ämnen som får förekomma i kemiska produkter och varor:

Bilaga XIV- *Förteckning över ämnen för vilka det krävs tillstånd för att sätta ut produkter på den svenska marknaden* (här efter benämnd Tillståndslistan);

Bilaga XVII- *Begränsningar av tillverkning, utsläppande på marknaden och användning av vissa farliga ämnen, blandningar och varor*. Här efter benämnd "Begränsningslistan"

För ämnen som är upptagna på Tillståndslistan gäller att dessa inte får förekomma i blandningar eller varor, om inte ett speciellt tillstånd ansöks om. Kravet på tillstånd gäller dock enbart för varor som produceras inom EU. Det ställs inte krav på tillstånd för sådana ämnen som finns listade på tillståndslistan och som används i varor som produceras utanför Europa och sedan importeras. Det går alltså inte att dra slutsatsen att varor som finns på den europeiska marknaden i stort sett är fria från ämnen på tillståndslistan.

Exempel på ämnen av intresse för denna studie som finns upptagna på bilaga XIV är:

Hexabromcyklododekan (HBCDD) -(21 augusti 2015)

DEHP, BBP och DIBP - (21 februari 2015)

I Begränsningslistan (Bilaga XVII till REACH) regleras den tillåtna halten av 63 olika ämnen i olika varor och blandningar som släpps ut på den svenska marknaden. Här gäller begränsningarna även i vissa fall vid import av varor och blandningar. Exempel på ämnen som är av intresse i denna studie och som regleras i bilaga XVII är:

Blyföreningar i smycken, ftalater i leksaker, azofärger i textilier och läderartiklar, nonylfenol och nonylfenoletoxylat i textil och läderbearbetning samt tillverkning av pappersmassa och papper, kadmium i plast och tennorganiska föreningar som biocid.

De förbud och begränsningar som tidigare fanns i det så kallade begränsningsdirektivet (direktiv 76/769/EEG) har från den 1 juni 2009 förts över till bilaga XVII i Reach.

Tabell 3. Översikt av lagstiftning för de utvalda ämnena. X betyder att det finns ett generellt gränsvärde för alla produkter som omfattas av lagstiftningen, O betyder att det finns en begränsad reglering för en viss produktgrupp som står angiven inom parantes.

Förkortning	REACH, Bilaga XVII	REACH, Bilaga XIV	Kandidat- listan	POP- förordningen	RoHS- direktivet	WEEE	ELV-direktivet	Leksaks-direktivet	Förpacknings- direktivet
	Specifika produkt- grupper regleras	Allmän reglering			Elektronik och dess avfall		Fordon	Elektronik/ textil/plast	Förpackningar
Penta-BDE	O(textil)			X	X	X			
Deka-BDE	O(textil)		X		X	X			
HBCDD/ HBCD		X	X	kommer					
PFOS				X				O	
DEHP	O(leksaker)	X	X					O	
BBP	O(leksaker)	X	X					O	
DBP, DiBP	O(leksaker)	X	X					O	
DINP	O(leksaker)								
DIDP	O(leksaker)								
Bly	O(smyck, lek, mm)	Vissa före- ningar	Vissa före- ningar		X		X	O	X
Kadmium	O(plast, färg mm)		X		X		X	O	X
SCCP			X	X					
BPA								O	
PAH	O		Vissa ämnen					O	
DBT	X (trä, däck)		X					O	
DOT	O(textil, bygg)		X						
NP, NPE	O (textil, papp)		X						
TCPP								O	
TPP									
TDCPP								O	
Canc. azo....	O(textil)		O					O	

## 4.2 Övrig reglering

### 4.2.1 Kandidatförteckningen

Kandidatförteckningen är inte en bilaga till REACH utan en separat förteckning. Däremot görs hänvisningar till Kandidatförteckningen i REACH, det är ECHA som publicerar ämnen på kandidatförteckningen.

Identifieringen av ämnen som kan komma att tas upp i kandidatförteckningen är en kontinuerlig process, vilket innebär att nya ämnen förs upp på kandidatförteckningen kontinuerligt. Från och med det datum ECHA publicerar att ett ämne har förts upp på kandidatförteckningen gäller följande krav:

- Alla som tillverkar, importerar eller säljer varor som innehåller mer än 0,1 procent av ämnet är skyldiga att tillhandahålla sina kunder sådan information att varan kan hanteras på ett säkert sätt. Denna information ska åtminstone omfatta ämnets namn.
- Informationen ska alltid lämnas till kunder som använder varan i sin industriella verksamhet eller använder varan yrkesmässigt.
- Konsumenter har på begäran rätt att från leverantör av varan få motsvarande information kostnadsfritt inom 45 dagar.

Från och med den 1 juni 2011 måste den som tillverkar eller importerar en vara som innehåller mer än 0,1 procent av ett ämne som finns upptaget i kandidatförteckningen anmäla detta till ECHA. Skyldigheten gäller om mängden av ämnet överstiger 1 ton per tillverkare/importör och år. Detta krav brukar refereras till som Anmälningsskyldighet.

### 4.2.2 RoHS-direktivet

RoHS finns införlivad i svensk lagstiftning genom Förordning (2012:861) om farliga ämnen i elektrisk och elektronisk utrustning samt Kemikalieinspektionens föreskrifter (KIFS 2008:2) om kemiska produkter och biotekniska organismer.

Det första RoHS-direktivet (2002/95/EG) trädde i kraft 2003 och gäller för elektrisk och elektronisk utrustning som har satts på marknaden 1 juli 2006 eller senare. RoHS direktivet utökades sedan 2013.

Redan i det första RoHS-direktivet reglerades halterna av kvicksilver, bly, kadmium, sexvärt krom, polybromerade bifenyler (PBB) samt polybromerade difenyletrar (PBDE) i elektrisk och elektronisk utrustning. Det nya direktivet som publicerades 2013, begränsar samma ämnen som det gamla direktivet och gränsvärdena är desamma. Gränsvärdena som anger hur mycket av vissa ämnen som får förekomma i angiven elektrisk och elektronisk utrustning anges nedan:

- Varje homogent material i en elektrisk eller elektronisk produkt får inte innehålla mer än 0,1 viktprocent kvicksilver, bly, sexvärt krom, polybromerade bifenyler (PBB) samt polybromerade difenyletrar (PBDE).
- Varje homogent material i en elektrisk eller elektronisk produkt får inte innehålla mer än 0,01 viktprocent kadmium.

I det nya direktivet har utrustningen som omfattas av direktivet utvidgas. Utrustningen som omfattas av kraven i ROHS i någon omfattning i listas nedan:

1. Stora hushållsapparater
2. Små hushållsapparater
3. IT- och telekommunikationsutrustning
4. Konsumentutrustning
5. Belysningsutrustning
6. Elektriska och elektroniska verktyg
7. Leksaker, sport- och fritidsprodukter
8. Medicintekniska produkter
9. Övervaknings- och kontrollinstrument inklusive övervaknings- och kontrollinstrument
10. Automater
11. Annan elektrisk och elektronisk utrustning som inte omfattas av någon av ovanstående kategorier

### 4.2.3 WEEE

WEEE står för Waste of electrical and electronic equipment. I Sverige är WEEE-direktivet implementerat i NFS 2005:10. Det första WEEE-direktivet trädde i kraft 2003. I augusti 2012 trädde ett nytt WEEE-direktiv i kraft. WEEE-direktivet beskriver främst för vilka grupper producentansvaret för elektroniskt skrot gäller. Direktivet ger också vägledning om hur producentansvaret ska uppfyllas, dvs. vilka krav på insamling och återvinning som gäller för olika elektroniska avfallsgrupper.

I bilaga VII till direktivet anges att vissa ämnen, blandningar och komponenter måste separeras från avfallet och tas om hand på separat vis. Bland annat anges att plast som innehåller bromerade flamskyddsmedel måste separeras och hanteras separat. I övrigt är de få kemiska ämnen som specifikt anges och ingen ytterligare av de ämnen som specialstuderas i denna utredning.

### 4.2.4 ELV-direktivet

ELV står för End of Life Vehicles. ELV-direktivet (2000/53/EG) reglerar fordon upp till 3,5 tons vikt och kallas "bilskrotlandirektivet". ELV-direktivet innehåller emellertid mer än regler för bilskrotning. Det innehåller även regler om att bilar ska vara återvinningsbara för att få sättas på marknaden, samt förbud mot innehåll av kvicksilver, kadmium, bly och sexvärt krom (Bilaga II till direktivet). ELV-direktivet trädde i kraft några år före reglerna om elektronik, och bildade mönster för det som sedermera blev WEEE- och ROHS-direktiven.

### 4.2.5 POP-förordningen

POP-konventionen är inom EU implementerad i Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 850/2004 av den 29 april 2004 om långlivade organiska föroreningar (POPs). Förordningen förbjuder och begränsar utsläppandet på den svenska marknaden av 22 st långlivade organiska föroreningar (POP). Förordningen innehåller även bestämmelser om avfallshantering av dessa ämnen.

Några exempel på ämnen som enligt POP förordningen inte får framställas, släppas ut på marknaden eller användas, varken för sig, i beredningar eller som beståndsdelar i artiklar listas nedan. Det finns dock undantag för när små halter av dessa ämnen får förekomma. Dessa undantag beskrivs kortfattat nedan för varje relevant ämne.

### **Pentabromdifenyleter**

Pentabromdifenyleter får förekomma i blandningar och varor i 0,001 vikts% som en beståndsdel av flamskyddade delar av varor.

Det finns ett undantag i förordningen som säger att Pentabromdifenyleter får förekomma i halter på 0,1 vikts% i återvunnet material och i elektriska och elektroniska produkter som omfattar utav RoHS.

Det är tillåtet att använda varor som innehåller pentabromdifenyleter på villkor att varorna var i användning i EU före den 25 augusti 2010.

### **Perfluorooktansulfonatsyra (PFOS)**

Oavsiktliga spårföreningar av PFOS i ämnen och beredningar får förekomma i 0,001 viktprocent i ämnen och blandningar och i halvfabrikat av produkter eller varor eller delar av dem, om koncentrationen av PFOS är lägre än 0,1 viktprocent. Detta beräknat i förhållande till massan av strukturellt eller mikrostrukturellt urskiljbara delar som innehåller PFOS. För textilier eller andra belagda material gäller att mängden PFOS får förekomma i lägre halter än 1 µg/m<sup>2</sup> av det belagda materialet. PFOS får förekomma i följande användningsområden:

- Som vätningsmedel för användning i kontrollerade elektropläteringssystem. (Fram till och med den 26 augusti 2015)
- I fotoresister eller antireflexbeläggning för fotolitografiska processer.
- I fotografiska ytskikt på film, filmpapper eller fotoplåtar.
- I medel för att förhindra dimbildning vid icke-dekorativ hårdförkromning (VI) i slutna system.
- I hydrauloljor inom flygindustrin.

Det är tillåtet att använda varor som innehåller PFOS på villkor att varorna i fråga var i användning i EU före den 25 augusti 2010.

### **Kortkedjiga klorparaffiner**

Som undantag får produktion, utsläppande på marknaden samt användning av ämnen eller beredningar som innehåller SCCP i koncentrationer som är lägre än 1 viktprocent tillåtas.

Följande undantag som tillåter att SCCP får användas finns:

- Flamskyddsmedel i gummi som används i transportband i gruvindustrin,
- Flamskyddsmedel i tätningssmassa i dammar.

Det är tillåtet att släppa ut varor på marknaden och att använda varor som innehåller SCCP om de tillverkades eller var i användning senast den 10 juli 2012.

### **HBCDD**

HBCDD har tagits upp på Stockholmskonventionen men har ännu inte tagits med i EUs POP-förordning.



#### 4.2.6 Leksaksdirektivet

Kemikaliekraven i leksaksdirektivet är införlivat i svensk lagstiftning genom Kemikalieinspektionens föreskrifter (KIFS 2008:2, 8 kap och bilaga 5).

De leksaker som uppfyller de krav som ställs i Leksaksdirektivet ska CE-märkas. Enligt direktivet ska alla leksaker vara CE-märkta. Det första leksaksdirektivet publicerades 1988. 2011 trädde ett nytt EU-direktiv i kraft, direktiv 2009/48/EG om leksakers säkerhet, leksaksdirektivet. Det nya leksaksdirektivet har mer omfattande regler om kemikalier än vad de tidigare leksaksdirektivet hade. Direktivet begränsar hur mycket av 19 st olika metaller som får migrera från leksaker.

Leksaksdirektivet förbjuder också användningen av cancerogena, mutagena och reproduktionstoxiska ämnen (så kallade CMR-ämnen) i halter upp till klassificeringsgränserna. Detta innebär att ämnen som klassificeras som cancerframkallande eller mutagena i kategori 1A eller 1B får användas i koncentrationer upp till 0,1 procent, och i kategori 2 i koncentrationer upp till 1 procent.

Leksaksdirektivet har dock ett undantag som säger att CMR-ämnen får användas i delar som är oåtkomliga i leksaken. Om CMR-ämnet kan inandas omfattar förbudet dock även oåtkomliga delar av leksaken.

I december 2015 kommer ytterligare kemikaliekrav att införas i Leksaksdirektivet.

Dess nya krav kommer att omfatta leksaker som är avsedda att stoppa i munnen. Gränsvärdena som kommer gälla är att max 0,1 mg/l bisfenol A får emigrera från leksaker och max 5 mg/kg får förekomma av flamskyddsmedlena TCEP, TCPP och TDCPP.

#### 4.2.7 Europaparlamentets och rådets direktiv 94/62/EG om förpackningar och förpackningsavfall

Direktivet är införlivat i svensk rätt främst genom Förordning (2014:1073) om producentansvar för förpackningar och förordningen (1998:944) om förbud m.m. i vissa fall i samband med hantering, införsel och utförsel av kemiska produkter.

Direktivet ställer krav på att förpackningar inte får innehålla bly, kadmium, kvicksilver och sexvärdigt krom i som gör att ämnena tillsammans överstiger 100 ppm. Detta gäller dock ej förpackningar som är framställda av blykristallglas.

## 5 FARLIGA ÄMNEN I PRODUKTER

Detta kapitel beskriver de utvalda ämnenas användning och ger exempel på förekomst i avfall och material. Aktuella ämnen listas i Tabell 4 tillsammans med de förkortningar som genomgående används i rapporten. Eftersom uppdraget i första hand avser s.k. särskilt farliga ämnen innebär det att många av ämnena är reglerade i vissa varor och i några fall är ämnen inte tillåtna alls inom EU, eller kräver tillstånd. Detta medför i sin tur att förekomst i varor kan ha varierat över tid.

Ämneslistan återges i Tabell 4 och omfattar:

- bromerade flamskyddsmedel
- ftalater
- perfluorerade ämnen
- klorparaffiner
- alkylfenoler
- bisfenoler
- tennorganiska ämnen
- metaller
- organofosfater
- azofärgämnen

I huvudsak uppfyller ämnena kriterier för särskilt farliga ämnen. Ingen av de föreslagna organofosfaterna är f.n. på kandidatlistan. De har dock olika toxiska egenskaper, förekommer i olika relevanta varor och är allmänt uppmärksammade i miljögiftssammanhang. Trifenylfosfat samt bisfenolerna A, F och S förekommer på den s.k. CoRap-listan och TDCPP är klassificerad som cancerogen kategori 2. Vissa cancerogena azofärgämnen finns på kandidatlistan.

Några ämnen representeras som grupp eftersom det finns ett stort antal ämnen med snarlika egenskaper. Detta gäller perfluorerade ämnen, som indelas i grupperna perfluorerade sulfonsyror, perfluorerade karboxylsyror samt fluortelomerer. Det gäller även cancerogena azofärgämnen.

Flera av kemikalierna förekommer som salter eller andra föreningar varför ett stort antal CAS-nr utöver de här angivna kan vara relevanta. En förteckning över olika CAS-nr ges i bilaga 1.

Tabell 4. De kemiska ämnen som beskrivs i utredningen. Flera av kemikalierna förekommer också som salter eller andra föreningar varför ett stort antal CAS-nr utöver de här angivna kan vara relevanta. Ämnen med många CAS-nr indikeras kursivt. En mer fullständig lista ges i bilaga 1.

Ämne	Förkortning	Cas-nr
Pentabromdifenyleter	Penta-BDE (innehåller bl.a. BDE-47 & BDE-99)	32534-81-9
Dekabromdifenyleter	Deka-BDE (BDE-209)	1163-19-5
Hexabromcyklododekan	HBCDD (förkortas även HBCD)	25637-99-4, 3194-55-6
Perfluoroktansulfonsyra	PFOS	1763-23-1
Di(2-etylhexyl)ftalat	DEHP	117-81-7
Bensylbutylftalat	BBP	85-68-7
Dibutylftalat	DBP	84-74-2
Diisobutylftalat	DiBP	
Di-isononylftalat,	DINP	28553-12-0, 68515-48-0
Di-isodekylftalat	DIDP	26761-40-0, 68515-49-1
Bly och dess föreningar	Bly	
Kadmium och dess föreningar	Cd	
Kortkedjiga klorparaffiner	SCCP	85535-84-8
Bisfenol A	BPA	80-05-7
Dibutyltenn och dess föreningar	DBT	683-18-1
Dioktyltenn och dess föreningar	DOT	15571-58-1
Nonylfenol och nonylfenoletoxilater	NP, NPEO	Se bilaga 1
Triklorpropylfosfat	TCPP	13674-84-5, 1067-98-7
Trifenylfosfat	TPP	115-86-6
Tri (1,3-diklor-2-propyl)fosfat	TDCPP	13674-87-8
Cancerogena azofärgämnen		

## 5.1 Bromerade flamskyddsmedel

Det finns ett antal olika bromerade flamskyddsmedel på marknaden. De mest uppmärksammade är penta-BDE som förbjöds 2004 inom EU, deka-BDE som förbjöds inom elektronik 2009 inom EU samt HBCD som är reglerat genom bl.a. bilaga XIV sedan 2015. Dessa ämnen är lösta i polymerer och kan således spridas genom diffusion från material till omgivning.

Det finns även en rad andra bromerade flamskyddsmedel, t.ex TBBPA och dekabromdifenyletan som inte beskrivs i denna utredning. Dekabromdifenyletan har i betydande omfattning ersatt deka-BDE och är därför intressant. Enligt en utvärdering av dekabromdifenyletans egenskaper kunde det inte fastslås om ämnet uppfyller kriterierna för PBT eller vPvB (Environment Agency, 2007) och vi har inte heller funnit uppgifter om CMR-klassning.

En nyligen genomförd undersökning av penta-BDE, deka-BDE, HBCD samt flera nya bromerade flamskyddsmedel i bl.a. damm och inomhusluft i Stockholm visar att penta-BDE, deka-BDE och HBCD fortfarande är bland de av dessa ämnen som uppträder i högst halter (Newton m.fl., 2015). Detta visar att dessa ämnen trots reglering fortfarande förekommer i varor och material, och att ämnena kommer vara relevanta i avfallsled framöver.

### 5.1.1 Penta-BDE


Penta-BDE är en teknisk produkt som består av en blandning av olika kongener där BDE-47 och BDE-99 vanligen dominerar. Tillverkning och användning av penta-BDE förbjöds inom EU 2004 och ämnet är också upptaget som förbjudna ämnen i FNs POP-konvention.

Penta-BDE har huvudsakligen använts i möbler och stoppning i möbler (särskilt offentlig inredning) samt inom bil- och flygbranschen. Särskilt har penta-BDE använts i polyuretanskum. Penta-BDE har tidigare även använts i elektroniska apparater men denna användning minskade troligen redan i slutet av 1990-talet och är sedan 2006 förbjudna i elektronik enligt RoHS. Enligt EUs riskbedömning av penta-BDE har ämnet inte använts i elektronik som producerats inom EU men möjligen i Asien (EU-RAR, 2000).

Många studier pekar ut polyuretanskum (t.ex. i isolering och bilklädsel) som det viktigaste användningsområdet för penta-BDE (t.ex. Holländsk studie). Det bedöms därför inte vara stora mängder penta-BDE upplagrade i samhället. Halter i slam från svenska reningsverk minskar (Olofsson m.fl. 2012) vilket tyder på att diffusa emissioner minskar.

Enligt WHO (1994) användes penta-BDE i material i så höga halter som 5-30%. Exempel på uppmätta halter i några material och avfall återges i Tabell 5. Ämnet påträffades sällan och i låga halter i blandad elektronikplast som insamlades 2009-2010 (Wäger m.fl., 2012).

En undersökning av PBDE i plast från bl.a. bilklädsel visade att bilar från USA kan innehålla höga halter penta-BDE i polyuretanskummet (upp till 2,5%) medan Europeiska bilar inte innehöll detta ämne (Leslie m.fl, 2013). Inte heller i en kinesisk studie fann man penta-BDE i bilinredning men däremot i låga halter i viss elektronikplast (Chen m.fl. (2010).

Uppdragsnr: 10219037	Särskilt farliga ämnen, avfall och materialåtervinning	
Daterad: 2016-02-04		

Tabell 5. Förekomst av penta-BDE i material och i specifika avfallsfraktioner. Angivna halter avser material som del av vara, t.ex. stoppning eller plast.

Årtal för proverna	Material	Produkt	Halter	Referenser
Äldre än 2005	Polyuretanplast	Stoppning, möbler mm	5-30 %	WHO 1994
Äldre än 2005	Polyuretanplast	Stoppning, möbler mm	10 %	Stockholms stad 2005
2009	ABS, HIPS	Höljet till TV	BDE47: nd-72 (medel 13 ng/g)	Chen m. fl. 2010
2009	Plaster	Persondatorer	BDE47: nd-6 (medel 2,6 ng/g)	Chen m fl. 2010
2009-2010	Återvunnen WEEE-plast	Många grupper enligt WEEE	<0,005 % (65 prov) 0,005-0,014 % (5 prov)	Wäger et al 2012
2014	Återvunnen plast	Köksredskap och termomuggar	Ej detekterat	Puype m.fl., 2015
2009	PUF-stoppning samt plaster	Bilar	Ej detekterat	Chen m.fl. 2010

### 5.1.2 Dekab-BDE

Deka-BDE används som flamskyddsmedel men användningen är reglerad. I elektronik och elektriska apparater förbjöds deka-BDE 2008 även om vissa undantag är möjliga (RoHS). Ämnet är noterat på kandidatlistan och har under oktober 2015 rekommenderats att inkluderas i den globala POP-konventionen.

Deka-BDE är dock fortfarande registrerat inom ECHA (senast 2014) med stort tonnage: 10 000-100 000 ton per år. Den mängd som är registrerad i det svenska produktregistret minskade kraftigt runt år 2000, från ca 50-100 ton per år till mindre än 10 ton per år. Från år 2008 är den registrerade mängden 0 ton per år. De stora mängder som registrerats inom ECHA år 2014 är något förvånande, men motsvarar inte nödvändigtvis verklig användning. Huvudsakliga nuvarande tillämpningar enligt registrering i ECHA är olika material inom fordonsindustrin, t.ex. kablar, plaster, textilier och gummi. Enligt den Europeiska branschorganisationen för bromerade flamskyddsmedel (BSEF) förekom Dekab-BDE år 2006 i ett stort antal användningsområden, t.ex. elektronik, fordon, fartyg och flygplan, hushållsapparater och möbler.

Exempel på uppmätta halter av deka-BDE i olika avfallsfraktioner samt material och varor ges i Tabell 6.

## ELEKTRONIK

I elektronikprodukter förekommer deka-BDE framförallt i plasthöljen tillverkade av HIPS samt i PP, EVA och EPDM som bl.a. används som kabelisolering. I dessa applikationer kan halterna av deka-BDE uppgå till 10-15 %. (EU-RAR, 2002). Då deka-BDE inom EU är reglerat i elektronik (RoHS) så borde användningen i denna sektor vara liten, och enligt EFRA<sup>1</sup> så används dock numera andra bromerade flamskyddsmedel än just deka-BDE. Trots detta faktum påträffa deka-BDE fortfarande i såväl enstaka elektronikprodukter som allmänt i blandat plastavfall från elektronikavfall (t.ex. Wäger m.fl., 2012; Leslie m.fl., 2013). I det blandade plastavfallet från elektronik var halterna i vissa prov högre än gränsvärdet enligt RoHS.

## TEXTILIER

Enligt Kemi, 05/04 kan deka-BDE användas i många syntetiska fibrer. Dock används ämnet numera främst i material med höga krav på brandskydd, t.ex. offentlig inredning och vissa arbetskläder (Naturvårdsverket 2015). Dekab-BDE används eller har använts i textilapplikationer såsom möbler, stoppning och klädsel för fordon och halterna kunde uppgå till 20-30 vikt-%. Vanliga kläder innehåller knappast bromerade flamskyddsmedel.

En dansk undersökning (MST, 2007) av deka-BDEs förekomst, i andra produkter än elektronik, visade att deka-BDE fanns i tält och bilar men inte i stoppade möbler, kablar, bbyartiklar, färg eller fogmassa.

Det är alltså inte relevant att spåra deka-BDE i textilier eller kläder i allmänhet.

## FORDON


Troligen förekommer deka-BDE i äldre fordonsmaterial, t.ex. bilklädsel. Det finns nya undersökningar av deka-BDE i bilklädsel. En av dem visade förekomst av höga halter deka-BDE i klädsel från bilar tillverkade utanför EU, men inte i dem tillverkade inom EU (Leslie m.fl., 2013). En svensk studie omfattade fordon av årsmodell huvudsakligen 1989-1999 från 17 olika bilmärken. Merparten av proven, även i dessa äldre bilar, uppvisade låga halter av brom och i nästan alla prov var deka-BDE lägre än 0,1 µg/g (Niinipuu, 2013).

## ÖVRIGA PLASTMATERIAL

Flamskyddsmedel generellt, däribland deka-BDE har även använts i isolerskivor för byggnader och vägar tillverkade av EPS och XPS, samt i förpackningsmaterial av EPS. Flera undersökningar visar att deka-BDE förekommer relativt allmänt i vissa plastmaterial och i olika varor, och i halter betydligt lägre än de halter som normalt används vid flamskydd (se exempel i Tabell 6). Detta indikerar att återvunnen plast från t.ex. elektronik används i många produkter. Såsom framgår av exemplen är halterna inte sällan högre än gränsvärdet för elektronik.

---

<sup>1</sup> European flame retardant association

Uppdragsnr: 10219037	Särskilt farliga ämnen, avfall och materialåtervinning	
Daterad: 2016-02-04		

Tabell 6. Förekomst av deka-BDE i material och i specifika avfallsfraktioner. Angivna halter avser material som del av vara, t.ex. stopning eller plast.

Årtal för proverna	Material	Produkt	Halter	Referenser
<i>PRODUKTER</i>				
Före 2002	HIPS	Elektronikhöljen	10-15 %	EU-RAR, 2002
Före 2002	PP, EVA, EPDM	Kabelisolering		EU-RAR, 2002
	EPS, XPS	Isoleringsmaterial	2-28 %	KLIF, 2013
	EPS	Förpackningar	2-28 %	KLIF, 2013
2012	Plaster	Elektronik, scanner, TV, hushållsapparater	<0,003-7 %	Leslie m fl 2013
2012	PUR /PUF	Bilklädsel	<0,007-2,2 %	Leslie m fl 2013
Före 2004	Textilier	Bilklädsel, möbler	20-30 %	KEMI-05/04
<i>AVFALL</i>				
2003-2006	Blandning av HIPS, ABS, ABS-PC och PPO-PS	Elektronikplast	0,1-2 %	Schlummer m.fl., 2007
2009	ABS, HIPS	Höljet till TV	nd-0,0046; medel 0,0008%	Chen m. fl. 2010
2009	Plast	Höljet till datorer	nd-0,0006; medel 0,00015%	Chen m fl. 2010
2009	Plast, PUF	Bilinredning	nd-0,0035; medel 0,0009%	Chen m fl 2010
2008	Hård plast	Leksaker	Nd-0,42; medel 0,02%	Chen m fl 2009
2008	Mjuk plast	Leksaker	Nd-0,003; medel 0,00035%	Chen m fl 2009
2013	Återvunnen plast	Köksredskap och termomuggar	Ej. kvantifierat	Puype m.fl. 2015
2009-2010	Återvunnen WEEE-plast		< 0,01-0,78%	Wäger et al 2012
2011	Plaster	Olika typer av elektr. produkter	<0,02-0,33 %	Leslie m.fl. 2013
2011	Återvunnen plast-råvara		Nd- 0,021%	Leslie m.fl. 2013

### 5.1.3 Hexabromcyklododekan

Hexabromcyklododekan (HBCD eller HBCDD) är ett flamskyddsmedel som huvudsakligen används i vissa plaster och textilier. För att sätta ut ämnet i varor på den europeiska marknaden krävs tillstånd enligt bilaga XIV fr.o.m. 2015. Ämnet ska också förbjudas enligt POP-konventionen men har ännu inte införlivats i POP-förordningen.

Enligt uppgifter i produktregistret var den svenska användningen som kemisk produkt ca 50-100 ton per år under 1990-talet. Därefter minskade den snabbt och upphörde i stort sett från år 2005. HBCD har dock registrerats inom ECHA med ett tonnage av 10 000-100 000 ton per år; vilket möjligen skedde innan ämnet kom upp på POP-konventionen 2014.

HBCD används främst till EPS, XPS, HIPS och vissa textilier. EPS och XPS är isolerskivor som används i byggbranschen och i anläggningsbranschen, t.ex. vid vägbyggen. I början av 2000-talet uppgav industrin att 1% av EPS-produktionen innehöll HBCD men att det tidigare uppgått till ca 3% (Palm m.fl., 2002). Halten HBCD i EPS var omkring 0,5%. Den flamskyddade varianten av EPS användes främst till fasader i flerfamiljshus.

I XPS-plast som används som isolering under vägar och byggnader användes HBCD under perioden 1974-1998 (Palm m.fl., 2002). Eftersom dessa material har mycket långs livslängd i samhället kommer HBCD förekomma i XPS-plast i avfallsled under lång tid. Halten HBCD var 0,7 %.

HIPS-plast innehållande HBCD förekommer i höljet till vissa elektroniska apparater, t.ex. video och stereoapparater och i kylskåpsinredning. HIPS-plasten innehåller då 1-7 procent HBCD. I en undersökning av blandad elektronikplast insamlad 2009-2010 kunde HBCD dock inte detekteras (<0,02%; Wäger m.fl., 2012).

HBCD har används i bilklädsel (t.ex. Palm m.fl., 2002) men gör det troligen inte längre. Redan 2002 hade svenska biltillverkare i stort sett upphört att använda ämnet. Enligt den internationella fordonsbranschen organisation kommer HBCD förbjudas i både EU, USA och Japan. Eftersom fordon har livslängd om ca 10-20 år kan det förväntas att HBCD förekommer sporadiskt i bilklädsel från äldre fordon under ca 10 år till.

I andra textilier var, åtminstone i Sverige, HBCD som mest vanligt under delar av 1990-talet (Sternbeck m.fl., 2001). HBCD gör tyger något stela varför det inte används i kläder men däremot i t.ex. möbелtextilier.

Kemi fann HBCD i s.k. EPS-kulor i stopningen till en s.k. sittsäck (Keml, 2014a), vilket kan indikera förekomst av återvunnen plast.



Tabell 7. Förekomst av HBCD i material och i specifika avfallsfraktioner. Angivna halter avser material som i vissa fall utgör del av vara.

Årtal för proverna	Material	Produkt	Halter	Referenser
Ca 2000	EPS	Isolerskivor	0,5 % (uppgift från industrin)	Palm m.fl., 2002
1974-1998	XPS	Isolerskivor	0,7 % (uppgift från ind.)	Palm m.fl., 2002
	HIPS	Elektriska och elektroniska produkter	1-7%	Sternbeck m.fl., 2001
	PS		0,8-4 %	Arias m.fl., 2001
Ca 2006	"Fluff"	"shredder residue" från bilar	0,1-0,57 %	Sakai m.fl. 2014
2009-2010	Plast, blandat	Elektronikavfall	<0,02%	Wäger m.fl., 2012
2013	Plastkolor av EPS	Sittsäck	0,37%	Kemi 2014a

## 5.2 Kortkedjiga klorparaffiner

Kortkedjiga klorparaffiner (SCCP) är en blandning av klorerade alkaner, med varierande kolkedjelängd (C10-C13) och varierande kloreringsgrad. Ämnena är svårnedbrytbara och räknas som PBT och misstänkt cancerogena. Kemikalieinspektion har under lång tid verkat för minskad användning på frivillig basis i Sverige.

SCCP används som tillsatsmedel i varor med funktionerna mjukgörare och flamskyddsmedel i vissa varor med plast, färg, gummi och textilier (EC, 2011; Lassen m.fl. 2014). Det finns också andra tillämpningsområden såsom skärvätskor vilka inte behandlas i denna utredning. SCCP förbjöds i varor enligt EUs POP-förordning fr.o.m. 2013 och är noterat på kandidatlistan. Huvudsaklig nuvarande användning inom EU är troligen transportband av gummi som används inom gruvindustrin samt tätningemedel för dammar. Det råder dock osäkerhet kring om det verkligen är SCCP eller möjligen längre klorparaffiner som används numera.

Den svenska användningen som kemisk produkt har minskat starkt efter år 2000, att döma av uppgifter i produktregistret. Det gäller även inom EU och beror åtminstone delvis på att användningen som skärvätska inom metallindustrin reglerats (EC, 2011).

SCCP är registrerat i ECHA (senast uppdaterad 2015) med ett tonnage av 0-10 ton per år och med följande användningsområden: flamskyddsmedel i gummi, fogmassa, färg och tätningemedel.

För att bedöma förekomst i upplagrade material som producerats före reglering är det relevant med äldre uppgifter om ämnets användning. Klorparaffiner har tillverkats sedan 1930-talet och den globala produktionen ökade markant under 1970- och 80-talen (Iozza, 2008), vilket innebär en betydande potential för upplagrade mängder i samhället.

Särskilt i material från perioden 1970-2000. Följande typ av produkter kan innehålla SCCP:

- isolerglas, färg med krav på brandskydd
- transportband av gummi inom gruvindustrin
- gummipackningar
- skosulor i gummi
- fogmaterial
- PVC—produkter
- stoppning i bilklädsel
- kablar i elektronik

Klorparaffiner användes tidigare som mjukgörare och flamskyddsmedel i PVC-isolering kring kablar i elektronik (Kemi, 2012c.). En nyligen utförd kartläggning av SCCP i Danmark (Lassen m.fl., 2014) drar slutsatsen att det troligen finns stora mängder upplagrat i samhället, som kan bidra till förekomst i avfallsled. De viktigaste materialen bedöms vara gummi, fogmaterial och limmer, färg och textilier. Även bygg och rivningsmaterial kan innehålla SCCP. Det finns dock ingen samlad information i Danmark om uppmätta halter i varor. Det har förekommit uppgifter om att SCCP ska ha använts i PVC-golv men det bedöms enligt EC (2011) inte vara korrekt.

Den europeiska användningen under 2003-2009, exklusive skärvätskor, var i fallande ordning fogmaterial, gummi, färg och textilier (Lassen m.fl., 2014). Fogmaterial användes främst i dammar och eventuellt även i isolerglasfönster. Färger innehållande SCCP användes främst för vägmarkering, antikorrosiv ytbehandling för metallytor, simbassänger och i fogmaterial för byggindustrin. Användning av klorparaffiner i färg är främst som mjukgörare. Inom textilier förekommer SCCP i stoppning till möbler och fordonsinredning, gardiner och rullgardiner. SCCP har också tidigare använts vid preparation av läder men denna användning förbjöds inom EU som senast 2004 (EC, 2011).

Exempel på förekomst i material och avfall ges i Tabell 8. Data på olika konsumentprodukter härrör bl.a. från Kemikalieinspektionens tillsyn. I 27 av 66 varor av plast eller gummi, t.ex. necessärer, handväskor mm påträffades SCCP i halter från ca 0,1 till 1,4 %. I tillsyn av plastleksaker under 2012-2013 påträffades SCCP i 20 av 80 undersökta prov och halterna var som mest 24%. Vid en undersökning från Stockholms Universitet har SCCP också påträffats i stavmixrar (Strid m.fl. 2014). Sammanställningen visar att kortkedjiga klorparaffiner relativt ofta förekommer i vanliga konsumentprodukter och dessutom i mycket höga halter. Detta tyder på avsiktlig användning. Denna typ av produkter hamnar antingen i brännbar blandad fraktion eller inom elektronik.

Sammanfattningsvis har användningen av SCCP minskat kraftigt inom EU under de senaste 10-15 åren. Stickprov på importerade varor visar dock att SCCP förekommer i varor som tillverkats utanför EU, även i mycket höga halter. Tidigare användning kan förväntas ha medfört betydande upplagring i byggnader. Med tanke på den långa omsättningstiden för material i byggnader är det troligt att SCCP kan förekomma i vissa avfallstyper inom bygg- och rivningsbranschen.

Halter i slam från svenska avloppsreningsverk är höga jämfört med andra klorerade eller bromerade föroreningar och visar inga tecken på avtagande halter under perioden 2004-2013 (Haglund, 2014). Detta tyder på diffus spridning från samhället vilket i sig är

en stark indikation på stora upplagrade mängder. Det är utifrån ovanstående och tidigare kartläggningar inte helt lätt att förklara de höga halter av SCCP som förekommer bl.a. i slam och inomhusluft. En spekulation är att stora mängder SCCP finns upplagrade i olika långlivade byggnadsmaterial, och att dessa material under hela sin livslängd läcker SCCP.

Tabell 8. Förekomst av SCCP i material och i specifika avfallsfraktioner. Huvuddelen av denna användning är inte tillåten inom EU fr.o.m. 2013. Halterna avser förekomst i material, som i vissa fall utgör del av vara.

Årtal för proverna	Material	Produkt	Halter	Referenser
2000-2010?	Fogmaterial		20-30%	Lassen m.fl, 2014
	Färg	Vägmarkering, byggnader	1-15%	Kemis hemsida, mer info kommer
2000-2010?	Flamskyddsfärg		50-70%	Lassen m.fl, 2014
2000-2010?	Gummi	Packningar.	10-17%	Lassen m.fl, 2014
	Textilier	Stoppning i bilklädsel	4-5% 4-20%	Lassen m.fl, 2014 EC, 2011
2013	??	Väskor, mm	0,1-1,4%	KemI, tillsynsdata
2012-2013	Plast	Leksaker	0,1-24%	KemI, tillsynsdata
2013	Gummi?	Stavmixer	"höga"	Strid m fl., 2014


### 5.3 Perfluorerade ämnen

Högfluorerade ämnen används i många olika varor och kemiska produkter. De har eftertraktade tekniska egenskaper (fett-, smuts- och vattenavvisande, temperaturtåliga och filmbildande) och är i många fall mycket potenta. PFAS kan indelas i två större grupper; polymerer och icke-polymerer, som i sin tur kan indelas i flera undergrupper (Tabell 9). Skillnaden mellan ämnena utgörs av längden på kolkedjan och funktionell grupp. De ämnen som bedöms vara mest persistenta och toxiska är de som ingår i gruppen icke-polymerer.

En kartläggning av användningen av PFAS har nyligen utförts av KemI (KemI, 2015b). Kartläggningen visar att fler än 3000 kommersiella högfluorerade ämnen troligtvis finns i omlopp på världsmarknaden. Största gruppen utgörs av polymerer. Kartläggningen tyder på en stark ökning av befintliga PFAS inom nya teknikområden.

Kunskapen om förekomsten av PFAS i Sverige och EU är begränsad (KemI, 2015b). En anledning är att många PFAS används i låga koncentrationer p.g.a. sina potenta egenskaper. Låga koncentrationer innebär att kraven på information vid registrering i Reach är otillräckliga för att möjliggöra faro- och riskbedömningar.

I nuläget omfattas mindre än 5 procent av identifierade PFAS- ämnen av någon form av EU-reglering (KEMI, 2015b). I POP-förordningen regleras användningen av PFOS och ämnen som bryts ned till PFOS. På kandidatförteckningen finns idag PFOA, ammoniumsaltet till PFOA och fyra perfluorerade karboxylsyror med långre kolkedja.

Uppdragsnr: 10219037	Särskilt farliga ämnen, avfall och materialåtervinning	
Daterad: 2016-02-04		

Globalt utgör ytbeläggning på textilier 50 % av den totala användningen av PFAS (MST, 2013). PFOS i textilier har varit förbjudet i EU sedan 2008. Idag används mer kortkedjiga PFAS, främst sex perfluorerade kol (KemI, 2015b). En nyligen utförd studie i Norge på barnkläder visar att huvuddelen av PFAS idag utgörs av fluortelomerer (FTOH) följt av perfluorerade karboxylsyror (PFAC) (MST, 2013). Totalt utgjorde dessa två grupper 94 % av totala halten PFAS. De produkter som bedöms utgöra en idag eller möjlig kommande avfallsström och som återvinns eller skulle kunna återvinnas redovisas i Tabell 10.

Tabell 9. Gruppering av per- och polyfluorerade substanser, s.k. PFAS (KemI, 2015b).

Grupp	Undergrupper	Exempel på vanliga ämnen	Nedbrytningsprod. eller resthalter
Polymerer	Fluorerade polymerer		PFCA
	Fluorpolymerer	PTFE, PVDE, FEP, PFA	PFCA
Icke-polymerer	Perfluoralkyl-sulfonsyror (PFSA)	PFOS, PFHxS, PFBS	
	Perfluoralkyl-karboxylsyror (PFCA)	PFOA, PFBA, PFHxA	
	Prekursorer till PFSA och PFCA	Fluortelomerer: 6:2 FTOH och 8:2 FTS	PFCA
	Grenade och/eller cykliska perfluorkolkedjor	Decafluor-5,6-bis-(trifluormetyl)cyclohexan	
	Perfluoretrar		

Tabell 10. Förekomst av PFAS i olika produkter.

Produkt	Vanligaste fluorerade ämnen	Halter	Referenser
Textilier	Högmolekylärviktigt polytetrafluoretylen (PTFE) som tillhör gruppen fluorpolymerer samt fluorerade polymerer t.ex. PASF eller fluortelomerbaserade akrylatpolymerer	ca 2-3 % av fibervikten	KemI 2015b
Textilier - Syntetmattor		ca 15 % av fibervikten	
Textilier - Barnkläder	FTOHs följt av PFACs	Total PFAS 18 - 407 µg/m <sup>2</sup>	MST 2013
Pappers- och livsmedelsförpackningar	Fluorerade polymerer och polyfluoralkylsulfonsyror. Idag främst baserade på 6:2 fluortelomerer, till skillnad från tidigare då fluortelomerer med längre kolkedja användes	ca 1,5 %	KemI 2015b
Livsmedelsförpackning	I amerikansk studie: 6:2 FTOH	Maxhalt 6:2 FTOH 12 mg/kg Medianhalt all FTOH 0,4 mg/kg	KemI 2015b
Non-stick produkter t.ex. kokkärl			KemI 2015b
Fotografisk och Elektronisk utrustning och komponenter	(114 PFAS)		KemI 2015b
Byggnadsmaterial - ytbehandling	Fluorpolymerer, såsom PTFE och PVDF		KemI 2015b
Byggnadsmaterial - lättviktsbetong	tioler, C 8 -C 20 -γ-ω-perfluortelomer tiol med akrylamid (CAS-nummer 70969-47-0)		KemI 2015b

## 5.4 Ftalater

Ftalater används till ca 90 % som mjukgörare i PVC-plast. De vanligaste användningsområdena för mjukgjord PVC är i takmembran, tätskikt, golvmattor, fogmassor, kablar, dörr- och fönsterprofiler men ftalater förekommer även i konstläder, skor, pilatesbollar och möbler. (KemI 2014b).

Inom gruppen ftalater finns en lång rad olika ämnen med varierande grad av skadlighet. Fokus i denna rapport har lagts på DEHP, BBP, DBP, DIBP, DINP och DIDP. De fyra förstnämnda är både upptagna på kandidatförteckningen och finns med på EU:s tillståndsförteckning p.g.a. deras reproduktionstoxiska egenskaper. Där regleras ämnens användning med ett förbud att användas i leksaker och barnvårdsartiklar samt i kemiska produkter för konsumenter inom EU (Reach). Förbudet omfattar inte varor tillverkade utanför EU, varför ämnena kan förekomma i nya produkter importerade från Asien och Amerika. Ftalater är inom EU också tillåtna i förpackningar som används till livsmedel, dock ej feta livsmedel.

Vidare finns regler för företag inom EU som tillverkar, importerar och säljer varor som innehåller mer än 0,1 % DEHP, DBP eller BBP. De är skyldiga att tillhandahålla information om att ämnet ingår. (KemI 2014b).


På den europeiska marknaden används numera framförallt de högmolekylära ftalaterna DINP och DIDP. DEHP står endast för en mindre andel, ca 10 procent. I resten av världen och i synnerhet i Asien dominerar fortfarande DEHP med nästan 50 % av marknaden för ftalater (KemI 2014b).

Produkter i byggbranschen tillverkade av PVC har en livslängd på ca 10-20 år och ibland mer. Eftersom innehållet av ftalat i en mjukgjord PVC är ca 20-50 % och urlagningen av mjukgörare är relativt långsam kommer även de uttjänta produkterna innehålla en betydande mängd. Material innehållande ftalaterna DEHP, BBP, DBP, DIBP, DINP och DIDP kommer därför med stor sannolikhet att under lång tid förekomma i PVC-avfall från bygg- och rivning.

När det gäller textilier, där mjukgjord PVC ofta förekommer som tryck, beläggning (regnkläder) eller konstläderapplikationer är livslängden kortare. Inom dessa användningsområden finns belägg för att DEHP, DBP och DIBP kan förekomma i halter upp emot 30-40 % enligt tester gjorda i Sverige och Danmark (KemI 2014b). Det framgår inte i referensen om det avser hela eller delar av varor, men många av de angivna varorna består bara av ett material, vilket tyder på att halterna kan avse hela varan.

Ftalater såsom DINP och DEHP används även som mjukgörare av gummiprodukter men denna tillämpning utgör endast 0,3 % av den registrerade mängden ftalater i Sverige 2012 (Produktregistret). Ftalater har påträffats i däck och då främst DBP (KemI 2014b), men generellt bedömer vi att kunskapen om ftalaters eventuella förekomst i bildäck är bristfällig.

Fakta om halter av de studerade ftalaternas förekomst i produkter i Sverige har visat sig vara mycket svårt att få fram. Det är dock ingen tvekan om att ftalater används i mycket stora mängder och särskilt förekommer i mjukgjord PVC. Eftersom vissa ftalater är delvis reglerade och andra inte är det, blir det också mindre intressant att bedöma enskilda ämnen. I Tabell 11 ges några exempel som bl.a. utgår från olika tillsynsprojekt där olika

Uppdragsnr: 10219037	Särskilt farliga ämnen, avfall och materialåtervinning	
Daterad: 2016-02-04		

produkter på marknaden analyserats. I en studie av 31 klädprov från många olika länder påträffades ftalater i halter över 1000 mg/kg i 4 av 31 prov (Bridgen m fl 2012). I resterande prov var halterna lägre än 120 mg/kg. I Kemikalieinspektionens tillsynsprojekt påträffas ftalater i bl.a leksaker, möbler, bilbarnstolar, hudnära plagg och sportartiklar. Halterna uppgår till som mest 45%. Ytterligare exempel ges i Kemikalieinspektionens ftalatrapport (KemI, 2015a).

Tabell 11. Exempel på förekomst av ftalater i material i varor. Det framgår sällan i referenserna om det avser hela eller delar av varor, men många av de angivna varorna består bara av ett material, vilket tyder på att halterna avser hela varan.

Årtal för proverna	Substans	Material	Produkt	Halter	Referenser
	BBP	PVC	Golv	2 %	Tillsyn Dansk
	DEHP	PVC	Golv	16 %	Tillsyn KemI
2014	DEHP	PVC	Vaxduk	Ca 20 %	Miljöförv.GTB
	DEHP	PVC	Kablar	20 %	Tillsyn KemI
	DBP	PVC	Golv	1,6 %	Tillsyn Dansk
			Golv	7 %	Tillsyn Dansk
2014			Leksak	40 %	Miljöförv.Gbg
			Gummibelagd väv	2-20 %	KemI 2014b
2012	BBP, DHP, DINP	Plasttryck	T-shirts <sup>1</sup>	<0,0,12%; 20-32%	Bridgen m.fl. 2012
2012-2013	Olika ftalater	plaster	Leksaker	Ca 1-40%	KemI tillsyn

1. Avser den del av tröjorna som är belagd med tryck.

## 5.5 Metaller

### 5.5.1 Blyföreningar

Bly är en metall som använts sedan antiken och som i stor utsträckning används i metalliska material, i ren eller legerad form. Ett exempel är blybatterier i bilar. Dessa batterier återvinns till nya batterier. Denna rapport avser dock farliga ämnen som används i form av tillsatser i olika material, och där materialåtervinningen avser materialet och inte bly. Därför ges här några exempel på hur bly används eller har använts som tillsatskemikalie.

Bly är en av de globalt högprioriterade metallerna och användningen är reglerad inom EU bl.a. via REACH bilaga XIV och XVII, RoHS, samt direktiv om förpackningar, batterier, leksaker, uttjänta fordon mm. I alla dessa direktiv finns det dock en rad undantag för när bly får användas.

Bly kan i olika former tillsättas material som t.ex. pigment, stabilisator, lödmetall, legeringsmetall. Den främsta tillämpningen inom plast är troligen som stabilisator i PVC, där typiska halter är 2 % (Hansen m.fl. 2005). Blystabilisatorer kan användas i både mjuk och hård PVC. Inom EUs PVC-industrier var ett mål att frivilligt minska denna användning med ca 50% (Vinyl, 2010) och konsumtionen inom EU minskade från 100 000 ton år 2007 till ca 15 000 ton år 2013 (Vinyl plus, 2014).

När bly används som pigment i plast är 1-3% typiska halter (Hansen m.fl., 2005). Enligt KLIF (2013) så var användning av bly som både stabilisator och pigment i plaster omfattande före 1980. RoHS bidrog till en allmänt minskande användning av blytillsatser i plast.

Inom elektronik används bly främst till lödning, men även i kabelisolering samt i bildskärmar och bildrör. Bildrör och bildskärmar till tjock-TV innehåller upp till 20% bly och enligt kontakter med svenska aktörer inom återvinningsbranschen förekommer dessa produkter fortfarande i betydande omfattning i avfallsled. I byggnadssektorn kan bly bl.a. förekomma i PVC samt i blymantlade ledningar och i skarvar mellan gamla gjutjärnsrör. Det är främst i samband med rivning eller renovering av äldre byggnader, som dessa användningsområden av bly hamnar i avfallsledet.

Exempel på uppmätta halter i varor och avfall ges i Tabell 12. Kemikalieinspektionen har i vissa tillsynsprojekt analyserat bly i utvalda varugrupper (se t.ex. KemI, 2014c). I hemelektronik insamlat under 2008-2013 var bly det ämne som oftast överskred gränsvärdena i RoHS. Totalt analyserades 326 produkter och gränsvärdet för bly överskreds i 16% av dessa prov. Som framgår av data för år 2012 (Tabell 12) kan halterna vara höga och det är främst men inte uteslutande i lödpunkter. Även i elektriska leksaker överskreds gränsvärdet för bly i 30% av 256 varor inköpta under 2009-2013. Bly påträffades främst i lödpunkter. En amerikansk undersökning av PVC-förpackningar till enkla varor från lågprisbutiker konstaterade att bly överskred gränsvärdet i 1 av 6 förpackningar.

Bly analyserades i blandad elektronikplast som insamlades 2009-2010 (Wäger m.fl., 2012). Bly återfanns i merparten av alla prov och överskred ofta gränsvärdet enligt RoHS i kategorierna små hushållsapparater, IT- och telekomutrustning samt konsumentutrustning, men inte i stora hushållsapparater (Tabell 12). Inom dessa kategorier var det dock stora skillnader avseende överskridande av gränsvärdet eller ej. I en tidigare undersökning av elektronikplast insamlad runt 2005 påträffades bly men aldrig över gränsvärdet (Schlummer m.fl., 2007).

Tabell 12. Förekomst av bly som tillsatskemikalie i vissa material och i specifika avfallsfraktioner. Analyserna avser vanligen det material där bly förekommer, t.ex. plast eller lödning.

Årtal för proverna	Material	Produkt	Halter, mg/kg	Referenser
Generellt för blypigment i plast	Plaster		20 000	Hansen m.fl., 2005
Generellt för blystabilisatorer i PVC	PVC		10 000-30 000	Hansen m.fl., 2005
2010-2011	Elektronik	Elektriska leksaker	240-270 000	KemI ej publ.
2012	Lödpunkt,	Hemelektronik	1400-237 000	KemI, ej publ.
2012	PVC och textilier	Golv mattor	Ej påträffat	KemI Tillsyn 8/12
2010-2012	Mjuk PVC	Förpackningar	Ej påträffat	Kemi 2014c
2003-2006	Blandning av HIPS, ABS, ABS-PC och PPO-PS	Kåpor till TV och PC	Min-max 5-300; 25p-75p 9-200 n: 45	Schlummer m.fl., 2007
2003-2006	Blandning av HIPS, ABS, ABS-PC och PPO-PS	Shredder residue från kåpor i elektronik	50-200; n: 7	Schlummer m.fl., 2007
2003-2006	Blandning av HIPS, ABS, ABS-PC och PPO-PS	Shredder residue från blandad elektronikplast	200-3000; n: 8	Schlummer m.fl., 2007
2009-2010	Återvunnen WEEE-plast		20-7800; ca 60 prov	Wäger et al 2012



## 5.5.2 Kadmiumföreningar

Kadmium har använts inom många områden, t.ex. batterier, korrosionsskydd och pigment. Användningen av kadmium har under lång tid minskats eller fasats ut i många sektorer. I Sverige förbjöds kadmium redan 1982, men med olika undantag. Inom EU är kadmium upptaget på kandidatlistna och bl.a. begränsat via bilaga XVII, RoHS, ELV-direktivet, leksaksdirektivet och förpackningsdirektivet.


Av intresse i denna rapport är material och varor där kadmium kan förekomma som tillsatskemikalie. Det är huvudsakligen som pigment samt som stabilisator i PVC (KLIF, 2013). Kadmium som stabilisator i PVC fasades ut frivilligt inom EUs PVC-industri redan 2001 (Vinyl 2010, 2001) och utfasningen omfattade hela EU år 2007 (Vinyl plus, 2014). Kadmumpigment förbjöds i Sverige redan 1982 men i Frankrike uppgav man fortfarande 2012 att kadmumpigment användes i vissa applikationer av t.ex. ABS och PC (ECHA, 2012). Kadmumpigment har också använts i HDPE och PVC.

Kadmium kan även förekomma i elektronik bl.a. i PVC-isolering runt kablar, i ytskikt på äldre bildrör samt i vissa kontakter, men det är numera reglerat genom RoHS-direktivet med ett gränsvärde på 100 mg/kg. Kadmium analyserades i blandad elektronikplast som insamlades 2009-2010 (Wäger m.fl., 2012). Kadmium påträffades i merparten av alla prov men halter över gränsvärdet i RoHS (100 mg/kg) påträffades enbart då plasten härrörde från gruppen små hushållsapparater (Wäger m.fl., 2012). I övriga RoHS-kategorier uppträdde också kadmium men i halter under gränsvärdet.

Det finns även en undersökning där elektronikplast insamlades kring 2005 och analyserades (Schlummer m.fl., 2007). Andelen prov som överskred gränsvärdet enligt RoHS var följande: separata kåpor 9%; shredder residues från kåpor 50%; shredder residues från blandad plast 13 %.

Kemikalieinspektionen har i vissa av sina tillsynsprojekt undersökt förekomst av kadmium i utvalda varugrupper. I golvmattor insamlade från 21 svenska företag under 2012 påträffades inte kadmium. I elektriska leksaker insamlade år 2011 påträffades kadmium i 3 av 6 prov. År 2013 undersöktes 121 leksaker och kadmium påträffades i ett prov samt i tre förpackningar. I en tidigare undersökning av förpackningar påträffades kadmium i halter över 100 mg/kg i 8 av 15 prov, och detta var uteslutande i mjukgjord PVC. I emballaget till maskeraddräkter inköpta 2013 påträffades kadmium i samtliga 11 prov. Halterna varierade mellan 26 och 375 mg/kg och var i fem av fallen högre än gränsvärdet 100 mg/kg. Man har också uppmätt höga kadmiumhalter (415-474 mg/kg) i mjuka leksaker.

I USA undersöktes år 2012 61 förpackningar i mjukgjord PVC inköpt främst från lågprisbutiker. 39% av proven hade för höga halter av kadmium, och det var typiskt i förpackningar för lågprisvaror såsom leksaker, hygienartiklar, och hushållsartiklar (TPCH, 2012). Merparten av de förpackningar som innehöll kadmium hade sitt ursprung i Kina.

Uppdragsnr: 10219037	Särskilt farliga ämnen, avfall och materialåtervinning	
Daterad: 2016-02-04		

Tabell 13. Förekomst av kadmium som tillsatskemikalie i vissa material och i specifika avfallsfraktioner. Analyserna avser plastmaterialen och inte hela varor.

Årtal för proverna	Material	Produkt	Halter, mg/kg	Referenser
2012	PVC och textilier	Golv mattor	Ej detekterat	Kemi Tillsyn 8/12
2011	elektronik	Elektriska leksaker	0-746, n=3	Kemi ej publ.
2010-2012	Mjuk PVC	Förpackningar	0- > 100	Kemi 2014c
2013	Förpackningar till maskeradkläder	Förpackningar	26-375	Kemi ej. publ.
2012	PVC	Förpackningar till enkla varor	177-670, n:24/61	TPCH, 2012
2003-2006	Blandning av HIPS, ABS, ABS-PC och PPO-PS	Kåpor till TV och PC	Min-max 7-30 000 25-75p 50-100; n: 45	Schlummer m.fl., 2007
2003-2006	Blandning av HIPS, ABS, ABS-PC och PPO-PS	Shredder residue från kåpor i elektronik	Min-max: 30-300 25-75p: 60-150 n: 7	Schlummer m.fl., 2007
2003-2006	Blandning av HIPS, ABS, ABS-PC och PPO-PS	Shredder residue från blandad elektronikplast	Min-max 30-200 25-75p 80-100; n: 8	Schlummer m.fl., 2007
2009-2010	Återvunnen WEEE-plast		1-160; ca 60 prov	Wäger et al 2012

## 5.6 Tillsatsämnen till däck

Förekomsten av farliga ämnen i däck har under lång tid varit en aktuell fråga. En konkret fråga har varit förekomsten av s.k. HA-oljor som innehåller höga halter PAH, varav flera är starkt cancerogena. Användningen av HA-oljor till bildäck är begränsat inom EU från och med 2010 (REACH bilaga XVII). Begränsningen innebär att

- Benso(a)pyren ska vara lägre än 1 mg/kg
- Summan av följande PAH ska vara lägre än 10 mg/kg:  
benso(a)pyren, benso(e)pyren, benso(a)antracen, krysen, benso(b,j,k)fluoranten.

Andra farliga ämnen diskuteras som däcktillsatser i vissa sammanhang men det är svårt att finna konkreta data som visar ämnenas förekomst. Exempelvis har bensotiazoler och olika derivat därav diskuterats, men dessa ämnen ingår i vulkaniseringen och bedöms därför inte förekomma i någon större utsträckning som monomerer. Även oktylfenol och butylhydroxitoluen har påträffats i däck (Kemi 2006).

Bildäck har också diskuterats mycket när det gäller tillverkning av konstgräs. Tillgängliga utredningar inom det området styrker att det inte finns en bred och modern kunskap om vilka tillsatskemikalier som bildäck innehåller. Därför avgränsas denna fråga i detta uppdrag till PAH. Förekomst av PAH i bildäck diskuteras i avsnitt 6.7.4.

## 5.7 Bisfenoler

Bisfenol A (BPA) är en global högvolykmkemikalie med omfattande förekomst i olika produkter. BPA används som syntesråvara för framställning av polykarbonatplaster, epoxihartser och som framkallningskomponent i termopapper i kvitton (Sternbeck m.fl., 2014). Bisfenol A kan förekomma som monomer i polykarbonatplaster som bl.a. används i dryckesflaskor, leksaker och förvaringskärl för mat. Epoxihartser används bl.a. i elektronik, byggmaterial, som invändigt skyddslack i konservburkar samt vid renovering av vattenledningsrör.

BPA används också som tillsats (t ex antioxidant) i PVC (polyvinylklorid), PS (polystyren), PET (polyeten tereftalat), och som lim- och färgkomponent. BPA kan också förekomma i plastförpackningar, t.ex. i sträckfilm av PVC som används i livsmedelsförpackningar (SIN-list bilaga 3).

Följande material som skulle kunna bli aktuella för materialåtervinning kan innehålla bisfenoler: plast- och gummiprodukter, metall, byggmaterial. Det är dock bara vissa specifika produkter och mängden analyserade produkter förefaller starkt begränsad.

I Tabell 14 ges några exempel på förekomst av BPA i olika varor. På grund av BPAs inneboende negativa egenskaper och allmänna spridning har reglering diskuterats intensivt under drygt 10 år. Utfasning inom vissa tillämpningar har skett i många länder och drivs både av lagstiftning och av frivilliga initiativ inom respektive bransch. Förbud mot användning av BPA-innehållande polykarbonat i nappflaskor är ett exempel och en genomgång av genomförda åtgärder ges av Kemikalieinspektionen (2011). Som direkt ersättare till BPA används bisfenol F, bisfenol S och bisfenol AP (BPF, BPS och BPAP) vars användning beskrivs i Sternbeck m.fl. (2014). Därtill finns många bisfenolanaloger som delvis har andra tillämpningar.

Tabell 14. Exempel på förekomst av bisfenoler i material.

Ämne	Årtal för proverna	Material	Produkter	Halter, mg/kg	Referenser
BPA	2009	Polykarbonat	Napphållare	106-280	MST, 2009
BPA	2003	Plast	Ostförpackningar (n=3)	<0,5-1,2	TNO, 2003
BPA	2003		Madrasser (n=3)	<0,5	TNO, 2003
BPA	2003		Vinylgolv (Forbo)	<0,5	TNO, 2003
BPA	2003		Sportskor	<0,5	TNO, 2003
BPA	2010	Termopapper	Kvitton	16 000	Östberg och Noaksson, 2010
BPA	2012	Polykarbonat	CD-skiva barn	350	KemI 2012b
BPA	2012	Polykarbonat	Dryckesflaska barn	600	KemI 2012b
BPA	2012	Polykarbonat	Byggsatsdel barn	500	KemI 2012b
BPA	2012	Epoxi	Sticker barn	50-280	KemI 2012b

## 5.8 Tennorganiska ämnen

Dibutyltenn och dioktyltenn förekommer i många kemiska produkter med skilda CAS-nr. Förekomsten av ämnen innehållande dibutyltenn (DBT) eller dioktyltenn (DOT) i varor är reglerade enligt bilaga XVII i REACH från och med 2012. Regleringen innebär att dessa ämnen inte får förekomma i halter över 0,1 % i ett antal varor. Det fanns också vissa undantag för denna reglering men undantagen löpte ut i januari 2015.

På kandidatlistan är dibutyltenn-diklorid noterad. I det svenska produktregistret förekommer inte detta ämne under perioden 1992-2013. Däremot finns fyra andra föreningar innehållande dibutyltenn (se CAS-nr i bilaga 1), i en samlad mängd om 24-130 ton per år under samma period. Det finns inga tydliga tidstrender om användningen av dessa ämnen, men en tendens till något minskad användning efter ungefär 2010. Ett antal kemiska produkter innehållande dioktyltenn finns också registrerade i Produktregistret, och tre av dessa är registrerade under perioden 1992-2013 (se CAS-nr i bilaga 1). Användningen utgörs främst som tillsats i plast, sannolikt stabilisator i PVC. Även för DOT finns en tendens till minskad användning under senare år.

Enligt registrering i Produktregistret används dibutyltennföreningar i produkter såsom fogmassa, färg och plast, vilka används inom följande branscher: bygg, fordon och elektronik. I synnerhet används DBT och DOT som stabilisatorer mot påverkan från värme och ljus i icke-mjukgjord PVC-plast (t.ex. Sternbeck m.fl., 2006; RPA, 2007). Tennorganiska stabilisatorer möjliggör också stabilisering i transparent PVC. Information från tillverkare visar att dessa tennorganiska stabilisatorer vanligen används i halter upp till 2% i PVC och typiska produkter är "rigid films and sheets" (RPA, 2007). Ett stort antal studier har också genom utlakningstester visat att dibutyltenn förekommer i PVC till vattenledningsrör (t.ex. Kowalska m.fl., 2011). I Sverige började vattenledningsrör av PVC att användas under 1960-talet och PVC utgör ca 12% av det svenska vattenledningsnätet (Malm och Svennson, 2011).

Styv PVC med tennbaserade stabilisatorer används t.ex. i byggmaterial som ska användas utomhus och därför behöver skyddas mot UV-strålning eller höga temperaturer. Det gäller skivor, stuprör, plastisol för tak, dörrar, avlopps- och vattenrör, stuprännor, fönster, rullgardiner mm. Andra användningsområden är kreditkort, kontorsvaror, solskyddsfilm och tryck på vissa förpackningar.

En genomgång av analyser på tennorganiska ämnen i varor publicerade under perioden 2000-2003 visade att DBT och/eller DOT fanns i väskor, duschdraperier, PVC-golv, hörselskydd, vinyltapet, lim och fogmassa, blöjor, regnkläder, Scotch Brite och badboll (Sternbeck m.fl., 2006). Halterna varierade från 0,03 till 1300 mg/kg. Till följd av ämnens reglering inom EU (se ovan) kan det förväntas att användningen är lägre nu jämfört med början 2000-talet. Såsom redogörs för ovan tyder även data från det svenska Produktregistret på något minskad användning under senare år. Vi har dock inte funnit några nyare data på förekomsten av tennorganiska ämnen i varor.

## 5.9 Organofosfater

Det finns åtminstone ett 20-tal organiska fosforföreningar, s.k. organofosfater, som används som mjukgörare och flamskyddsmedel. De halogenerade används ofta som flamskyddsmedel och även mjukgörare, medan icke-halogenerade främst används som mjukgörare. Fler ämnen inom denna grupp har under senare år ersatt bromerade flamskyddsmedel, vilka fasats ut av miljöskäl. Tre stycken har valts ut i detta uppdrag, med utgångspunkt från hur stor användningen är (van der Veen och de Boer, 2012), vilka som läcker från produkter enligt förekomst i slam (t.ex. Haglund, 2014) och i inomhusdamm (Marklund m.fl., 2005; Stapleton et al., 2009; Sjödin m.fl., 2001); om de förekommer i material som kan återvinnas, samt ämnenas toxikologiska egenskaper:

- Triklorpropylfosfat, TCPP, (CAS 13674-84-5, 1067-98-7)
- Trifenylfosfat, TPP, (CAS 115-86-6)
- Tri (1,3-diklor-2-propyl)fosfat, TDCPP, (CAS 13674-87-8)

Exempel på användningsområden och halter ges i Tabell 15. TCPP uppges främst användas i polyuretanskum (PUF), medan TDCPP även används i textilier och plast (van der Veen och de Boer, 2012). TPP används i olika plaster och inom elektronik. Mer detaljer ges i det följande.

### TCPP

TCPP är troligen den organofosfat som används i störst volymer inom EU. Den svenska användning som är registrerad i produktregistret har legat relativt konstant på omkring 150 ton/år sedan mitten av 1990-talet. År 2000 uppgavs att minst 98% av TCPP-användningen inom EU avsåg tillsats i polyuretanskum (EU-RAR, 2008a). Huvuddelen användes till styv PU inom byggbranschen. Omkring 17% av användningen inom EU gick till mjuk / flexibel PU för möbler och stoppning, främst till den Brittiska och Irländska marknaden. Det uppges också att TCPP inte förekommer inom fordonsindustrin (EU-RAR, 2008a) men detta motsägs av att TCPP påvisats i miljöprov från bilar (Marklund, 2005).

Enligt ECHA år 2015 var TCPP registrerat i volymen 10 000-100 000 ton/år och användning som angavs var mjuk och stuv PUR inom följande branscher: fordon, maskiner, elektronik, samt varor av metall, trä och plast.

I Danmark meddelar branschföreningen för plast att PUR för möbler, mattor och vitvaror normalt inte innehåller flamskyddsmedel (MST, 2014). Den svenska TCPP-användningen enligt produktregistret går främst till plasttillverkning och fogmassa, men även till isolermaterial. Sökning i produktdatabaser visar att TCPP bl.a. förekommer i lim och tätningsmedel.

### TDCPP

TDCPP är mycket snarlik TCPP och används i liknande applikationer, dvs inom EU främst till polyuretanskum i olika tillämpningar (EU-RAR, 2008b). Ämnet är registrerat hos ECHA med senaste uppdatering 2015 och ett tonnage om 1000-10 000 ton per år. Det uppges främst användas till skum (antaget polyuretanskum) som i användarled bl.a. uppges användas till fordon. Även i EUs riskbedömning (EU-RAR, 2008b) uppges den

största avsättningen av polyuretanskum med TDCPP vara fordon, följt av vissa möbler. TDCPP är något dyrare än TCPP och används när det råder extra höga krav på brandskydd.

I avstrykningsprov från vindrutan på olika bilar var TDCPP den vanligaste organosfosfaten (Marklund av.) vilket visar att ämnet är en vanlig tillsatskemikalie i inredning på bilar.

(Den svenska TDCPP-användningen enligt produktregistret upphörde 1995.)

I USA har undersökningar av produkter visat att TDCPP är det vanligaste fosforbase-erade flamskyddsmedlet i såväl babyprodukter som i möbler (Stapleton et al., 2009; 2011a). Halter i produkter framgår av Tabell 15. Även andra studier från USA har påvisat att TDCPP är vanlig i babyprodukter från USA. Kraven på brandskydd skiljer dock mellan länder och vi har inte funnit motsvarande undersökningar från Europa.

### TPP

Trifenylfosfat (TPP) har en bredare användning än TCPP och TDCPP. Ämnet används både som mjukgörare och flamskyddsmedel och även i kombination med andra flamskyddsmedel. Flera av användningsområdena är dock inte relevanta i perspektivet återvinning. En översiktlig beskrivning av hur TPP används och omsätts i Sverige har presenterats av Westerdahl m.fl. (2012) och det bedöms att ca 60 ton/år används inom plastindustrin. Ämnet är registrerat hos ECHA med senaste uppdatering 2015 och ett tonnage om 1000-10 000 ton per år. Det uppges användas till gummi, plaster och textilier. Det uppges också att dessa material i konsumentled används till fordon, elektronik, textilier, papperprodukter mm. Exempel på tillämpningar är i plasthöljet till elektroniska produkter såsom personatorer och TV-skärmar samt i kretskort. Flera undersökningar visar omfattande användning av TPP i kretskort. På basis av omfattande mätningar av luftkvalitet vid en kinesisk återvinningsanläggning för elektronikavfall har TPP t.o.m. föreslagits som en markörs substans för elektronikavfall (Bi m.fl., 2010).

Enligt en brittisk utredning används TPP i många plaster såsom PVC, HIPS samt blandningar av ABS och PC (Brooke m.fl., 2009). TPP förekommer också som förorening i ett stort antal andra s.k. arylfosfatestrar i halter från 0,5-33% (Brooke et al., 2009). I HIPS och ABS från elektronik används TPP bl.a. som ersättning för det bromerade flamskyddsmedlet HBCD (BSEF, 2000; Miljöstyrningsrådet, 2010).

Den svenska användningen av TPP som är registrerad i produktregistret har ökat under perioden 2000-2015 och uppgår nu till knappt 150 ton per år. Huvuddelen används inom plasttillverkning. Den huvudsakliga användningen inom EU år 2005, enligt information från branschen, var kretskort, termoplaster, epoxihartser samt hårdplaster (Brooke m.fl., 2009). TPP används också i isoleringskablar som inte är gjorda av PVC (Kemi pm 5/12).

Tabell 15. Exempel på förekomst av organosfosfater i material.

Årtal för proverna	Material	Produkt	Halter	Referenser
<i>TCPP</i>				
	polyuretanskum	möbler	0,5-2,2 %	Stapleton et al 2009
	polyuretanskum	Allmän bedömning	5-10 %	MST 2014
	polyuretanskum, mjuk	Babyprodukter	0,1-1,4 %	Stapleton et al 2011a
<i>TDCPP</i>				
	polyuretanskum	möbler	1,2-5 %	Stapleton et al 2009
	polyuretanskum, mjuk	Babyprodukter	0,2-12 %	Stapleton et al 2011a
<i>TPP</i>				
	Polyuretanskum, mjuk	Babyprodukter	0,1-0,95 %	Stapleton et al 2011a
1999	"plast"	Höljet till videoapparater	0,3-0,5 %; 8-10 %	Carlsson m.fl. 2000

## 5.10 Azofärgämnen

Azofärgämnen är en stor och dominerande grupp färgämnen som används främst inom textilier men även inom färg och lack, tryckeri och plast (Øllgaard m.fl., 1998) och även i vissa livsmedel. Det finns omkring 2000 azofärgämnen på marknaden (KemI, 2005). Vissa azofärgämnen kan vid kemisk eller enzymatisk nedbrytning bilda en av ett 20-tal aromatiska aminer som är cancerogena. Azofärgämnen som kan bilda dessa aromatiska aminer får därför inte användas i textilier som kan komma i långvarig kontakt med människors hud (REACH, bilaga XVII). Detta har varit reglerat även innan REACH, genom direktiv EU/2002/61. Enskilda azofärgämnen preciseras inte i bilaga XVII. På kandidatlistan ingår C.I. Direct Red 28 (Cas 573-58-0) och C.I. Direct Black 38 (Cas 1937-37-7).

När det gäller förekomst av de s.k. cancerogena azofärgämnena i produkter som kan materialåtervinnas har det varit mest fokus på textilier. Ämnena kan också användas i plast och papper men detta är dåligt känt (Øllgaard m.fl., 1998). Azofärgämnen kan också användas i tryckfärger. Fiskebyboard uppger att man vid återvinning av papper och kartong analyserar den framställda pappermassan avseende azofärgämnen och att dessa inte utgör något problem.

Azofärgämnen är alltså en mycket stor grupp ämnen med stor användning inom textilier och läder. Exakt vilka ämnen som är reglerade i textilier är inte tydligt, utan tillsyn sker genom analys av de aromatiska aminerna. Det är därför svårt att söka efter var, hur och i vilken omfattning cancerogena azofärgämnen används, annat än genom analys av de i

bilaga XVII preciserade metaboliterna. Inom EU ska de inte användas men import via textilier från länder utanför EU är möjlig. Ämnesgruppen azofärgämnen har pekats ut i flera utredningar om farliga ämnen i textilier (Kemikalieinspektionen, 6/14; Naturvårdsverket, 2015).

Exempel på nyligen påvisad förekomst av de prioriterade azofärgämnena i textilier ges i Tabell 16. De fynd som Kemikalieinspektionen gjort via sin tillsyn blå, svarta och röda produkter av bomull, polyester och viskos. I flera produkter är materialet inte redovisat varför förekomst även i andra textiltyper inte kan uteslutas. I en undersökning av 134 olika klädesplagg från olika länder påträffades de cancerogena aminerna i halter över gränsvärdena i 2 prov (Bridgen m.fl., 2012).

Tabell 16. Exempel på förekomst av azofärgämnen i textilier. Halter redovisas enbart i för nedbrytningsprodukterna (aromatiska aminer) i förhållande till gränsvärdena. Reglerat gränsvärde för alla aromatiska aminer är 30 mg/kg Bilaga XVII.

Årtal för proverna	Produkt	Material	Halter i relation till gränsvärdet 30 mg/kg	Referens
2013	Möbeltextilier, 74 prover	Klädsel och stoppning	Inga över gränsvärdena i bilaga XVII	KemI 2014c
2013	Hudnära kläder, 110 prov		2 av 110 prov över gränsvärdena	KemI 2014c
2012-2013	Leksaker av textil, 21 prov		1 av 21 prov över gränsvärdena	KemI 2014c
2012	Bilbarnstolar, 14 prov		Några av 14 prov innehöll azofärgämnen i halter under gränsvärdena	KemI 2014c
2008	Kläder och några sängskläder. 116 prov inköpta i 24 EU-länder.	Bomull, ull, polyester, polyamid, akryl samt blandmaterial	3 av 116 prov över gränsvärdena; ytterligare 10 prov innehöll förbjudna azofärgämnen men i halter under gränsvärdena.	P. Piccinini m.fl., 2008

## 5.11 Nonylfenol och Nonylfenoletoxilater

Nonylfenol (NP) och nonylfenoletoxilater (NPEO) är högvolumkemikalier som använts i många tillämpningsområden och nått en stor spridning till avloppsreningsverk. Det finns ett stort antal varianter av dessa ämnen, men denna genomgång fokuserar på de ämnen som har grenad alkylkedja, vilket anses vara de som främst används. Nonylfenoletoxilater finns med olika längd på etoxilatkedjan vilket bidrar till att de totalt sett omfattar ett stort antal CAS-nr.

Den svenska användningen minskade kraftigt i slutet av 1990-talet (KemI 2001). Till stor del har NPEO använts som tensider och skumdämpare vilket därför vanligen inte förekommer i varor som skulle kunna materialåtervinnas. Nuvarande registrering i produktregistret omfattar främst färg och lim och liknande produkter. Ett av ämnena (NPEO; CAS 68412-54-4) är fortfarande registrerat i stora volymer (2013 ca 2400 ton) men upp-



ges främst gå på export. Enligt registrering i ECHA används NPEO huvudsakligen inom gruvindustrin. Även nonylfenol är registrerat och används bl.a. i gummi och i däck.

Följande material som skulle kunna bli aktuella för materialåtervinning skulle kunna innehålla NP eller NPEO:

- Textilier
- Papper och kartong
- Betong/cement
- Eventuellt plast

Nonylfenol och NPEO används vid viss tillverkning av textilier och bör normalt inte vara kvar i produkten, eftersom ämnena saknar funktion i den färdiga produkten. Dock påträffas NP och framförallt NPEO regelbundet i kläder. I en undersökning Kemikalieinspektionen utförde 2013 av hudnära plagg förekom NPEO i 44 av 110 plagg, vilket är en hög andel (se halter i Tabell 17). Liknande halter uppmättes redan 2008 av SNF i T-shirts, vilket inte tyder på någon förbättring under denna period. Användningen av ämnet är i dag begränsat enligt bilaga XVII och ämnet kommer att förbjudas av EU för användning i kläder. Ämnena läcker ut till avloppsreningsverken vid tvätt varför textilier som återvinns kan förväntas ha lägre halter. Detta gäller förstås inte textilier som sällan tvättas, t.ex. i möbler. Vid både mekanisk och kemisk återvinning av textilier finns risk att NP (och eventuellt NPEO) bevaras i det återvunna materialet (Naturvårdsverket, 2015).

NPEO används normalt inte i plaster annat än som syntesråvara (KLIF, 2013). NPEO och andra föroreningar innehållande NP kan dock förekomma i vissa matförpackningsmaterial av PVC, HIPS eller papper (Bradley, 2010; se Tabell 17).

Det har under åtminstone 15 år varit ett tryck från myndigheter och NGOs att minska förekomsten av NP och NPEO i produkter. Därför är det svårt att bedöma om vissa äldre analyser är representativa för dagens material. I ett återvinningsperspektiv är dock förekomst i långlivade produkter intressant, även om användningen skulle vara lägre nu. I Nederländerna analyserades under 2003 olika konsumentprodukter för bl.a. NP och NPEO och ämnen påträffades i både madrasser, sportskor och PVC-golv (Tabell 17). I 89 av 141 kläder insamlade från många länder och av olika varumärken detekterades NPEO (Bridgen m.fl., 2012). Halterna varierade stort men 9% av proven höll halter över 0,1 %. I Kemikalieinspektionens tillsyn av möbeltexilier påträffades NPEO i 11 av 74 prov (KemI, 2014a).

Nonylfenoletoxilater har också används som skumdämpande ämnen i betong. Uppgifter om hur allmänt detta är och vilka halter som förekommer har dock inte påträffats. Nonylfenoletoxilat kan också förekomma i förpackningar av papper och kartong (SIN-list bilaga 3).

Tabell 17. Exempel på förekomst av nonylfenol och nonylfenoletoxilater i material och i specifika avfallsfraktioner.

Ämne	Årtal för proverna	Material	Produkter	Halter	Referencer
NP	2006	PS och PVC	Matförpackningar	64–287 µg/g	Fernandes m.fl., 2008
NPEO	2013	Blandade textilmaterial	Hudnära plagg	median: 65 µg/g; min-max: 20-4500 µg/g	Kemikalieinspektionens tillsynsdata
NP	Ca 2008	PVC, HIPS	Livsmedelsförpackningar	28-4150 µg/g	Bradley 2010
NP	2008	PVC	Livsmedelsförpackningar	440-1700 µg/g	Votavova m.fl., 2009
NP	2003		Sportskor	21-290 µg/g	TNO, 2003
NPEO	2003		Sportskor	200-2100 µg/g	TNO, 2003
NP	2003		Madrasser	<0,5-1,4 µg/g	TNO, 2003
NPEO	2003		Madrasser	25-190 µg/g	TNO, 2003
NP	2003	PVC	PVC-golv	10 µg/g	TNO, 2003
NPEO	2003	PVC	PVC-golv	460 µg/g	TNO, 2003
NPEO	2012	Textilier	Kläder	1-45 000 µg/g	Bridgen m.fl., 2012

## 5.12 Syntes om SFÄ i material

En sammanställning av de ämnen som kan förekomma i olika material och inom olika varugrupper listas i Tabell 18 (plaster) och Tabell 19 (övriga material). Tabellerna avser i första hand den förekomst som beror på avsiktlig användning av respektive ämne. Att ett ämne är noterat för ett visst material och varugrupp behöver definitivt inte betyda att ämnet generellt förekommer på detta sätt. Detta varierar till följd av t.ex.:

- specifika kvalitetskrav för vissa tillämpningar
- reglering och frivillig utfasning, som varierar mellan länder, världsdelar och över tid

När användningen av de olika ämnena är avsiktlig skiljer sig halterna åt mellan olika ämnen. Ämnen som ofta används i halter i över 10% är ftalater och bromerade difenylettrar. Bly, kadmium, tennorganiska ämnen och HBCD förekommer ofta i halter mellan ca 1-5 %. De organosfoster som studerats i rapporten kan förekomma i plaster och textilier i halter från ca 0,5-12%. Nonylfenoletoxilater har som mest påträffats i en halt av 4,5% i ett klädesplagg, men normalt är detta ämne inte en avsedd tillsats utan en restprodukt och halterna är då vanligen lägre eller betydligt lägre än 1%.

Tabell 18. De av rapportens fokusämnen som förekommer i plaster i olika tillämpningar, som nytillförsel eller äldre upplagrade material.

Varugrupp	"plast"	PVC	ABS	EPS, XPS	PS, HIPS	PUR	PC	PET	PE	PP
Ej preciserat		Pb, Cd, BPA, DBT, DOT			BPA		BPA	BPA		
Fordon	DBT	DBT, DOT, ftalater	Penta- BDE			Penta-BDE Deka-BDE TDCPP, TCPP				
Elektronik	Deka-BDE, DBT, TPP, Pb, Cd	SCCP, TPP, Pb, Cd	HBCD, TPP, Pb, Cd		Deka-BDE TPP, Pb, Cd, HBCD,	TCPP				Deka- BDE
Förpack- ningar	PFAS, BPA, DEHP, DBP, DIBP, BBP.	Cd, Pb, NP, ftalater		Deka- BDE			BPA			
Konsument- produkter	SCCP, BPA	Ftalater, DBT, DOT								
Inredning och möbler	Deka-BDE	DBT, DOT				Penta-BDE Deka-BDE				
Bygg och rivning	SCCP, DBT	SCCP, TPP Ftalater, DBT, DOT, NP, NPEO		HBCD, deka- BDE		TCPP				

Tabell 19. De av rapportens fokusämnen som förekommer i vissa andra material än plaster i olika tillämpningar. Skuggade fält markerar material som inte är relevanta för respektive varugrupp.

Varugrupp/ Material	Textilier	Kretskort	Papper, Kar- tong	Gummi	Metall (målad, ytbehandlad)	Glas
Ej preciserat	TPP			TPP, SCCP, ftalater		
Fordon	Penta-BDE, deka-BDE, Azo SCCP, TCPP, TDCPP, TPP, HBCD	Pb		Ftalater		
Bildäck				Ftalater, PAH		
Elektronik		Pb				Pb, Cd
Förpackningar			PFAS, ftalater, BPA, NP, NPEO			
Tidnings- papper			BPA?			
Konsument- produkter	PFAS, TDCPP, TCPP, NP, Azo			SCCP		
Inredning och möbler	Azo, Penta-BDE Deka-BDE, PFAS, TDCPP, HBCD					
Bygg och riv- ning	Azo			SCCP, Ftalater	DBT, DOT, ftalater	
Kläder	Azo, PFAS, ftalater, NP, NPEO					

## 6 HANTERING AV AVFALL I VISSA SEKTORER

I detta kapitel beskrivs de material som återvinns eller som skulle kunna återvinnas om logistiska, tekniska, miljömässiga och ekonomiska förutsättningar vore uppfyllda. Kapitlet är strukturerat efter produktgrupper eftersom det är det sätt på vilken insamling sker. I efterföljande kapitel sker en samlad diskussion om farliga ämnen och materialåtervinning i de olika materialslag som ingår i de olika varugrupperna.

Tabell 20. Översikt av de produktgrupper som diskuteras i kapitlet.

Produktgrupp	Uppkomst av avfall i Sverige, ton/år	Ingående materialslag som diskuteras	Pågående materialåtervinning
Elektronik	Totalt: 170 000; Plast 34 000	Elektroniska komponenter, plaster, glas	Ja
Fordon	Plast: 18 000	Plaster	Nej
Pappersförpackningar	520 000	Papper och kartong	Ja
Plastförpackningar	188 000	Plaster	Ja
PET-flaskor	27 000 <sup>A</sup>	Plast	Ja
Kläder och hemtextilier	ca 70 000	Textilier	I liten utsträckning
Tidningspapper	280 000 <sup>A</sup>	Papper	Ja
Bygg- och rivningsavfall	Plast: 43 000	Plaster	I liten utsträckning
Däck	80 000 gummi utgör ca 40%	Gummi	Ja


A. Volymen anger vad som materialåtervinns.

### 6.1 Elektronik

#### 6.1.1 Material och mängder

År 2012 såldes i Sverige 219 000 ton elektronik och elektroniska produkter (härefter benämnt elektronik) och 169 000 ton insamlades (Naturvårdsverket, 2014). Insamlingen utgjordes huvudsakligen av varor från hushåll.

Elektronik kan översiktligt indelas i följande material: plast, metall, glas och elektroniska komponenter som exempelvis kretskort. Andelen av olika material varierar mellan olika typer av elektroniska produkter. I Tabell 21 ges exempel på materialsammansättningen hos några olika elektroniska produkter. Många elektroniska produkter innehåller betydande mängder plast (se t.ex. Tabell 21). Enligt EI-Kretsen (2015) består deras kategori

Uppdragsnr: 10219037	Särskilt farliga ämnen, avfall och materialåtervinning	
Daterad: 2016-02-04		

"diverse elektronik"<sup>2</sup> till 17% av plast, 39% järn, 23% icke-återvinningsbart material samt koppar, aluminium och andra metaller 15%. Enligt SMED (2012a) insamlas 34 000 ton plast från plastsektorn, dvs ca 20% av den insamlade elektroniken.

Många av produkterna som sorteras under "diverse elektronik" innehåller mer plast och mindre metaller än de gjorde förr. Diverse elektronik har vuxit som fraktion i takt med att vi använder allt fler elprodukter.

Tabell 21. Exempel på materialfördelning i ett antal elektroniska varor (Miljöstyrningsrådet, 2010).

Material	Mobiltelefon	Tvättmaskin	Kyl och frysskåp
Plast [%]	45	18% + 6% fyllnadsmaterial	26,6%
Metaller [%]	35	49%	65%
Glas [%]	10	2	6%
Batterielektroder [%]	9%		
Elektroniska komponenter[%]		1	0,6
Ädelmetaller (guld, silver, palladium, platina) [%]	0,11%		
Övrigt [%]	0,9%	2	1,7
Järnoxid[%]		17%	
Trä[%]		3%	
Betong[%]		2%	

Den övervägande delen av insamlad elektronikplast består av ABS, HIPS och PP (EI-Kretsen, muntl; Stena Metall, muntl) men det förekommer även en del PE och PC. Enligt omfattande undersökningar av elektronikplast insamlad kring år 2005 förekom dessutom vissa blandpolymerer såsom ABS-PVC och ABS-PC (Schlummer m.fl., 2007). Mjukgjord PVC används i vissa specifika områden, t.ex. kabelisolering, men utgör ingen stor post inom elektronikplast. Även hårdare PET används. Enligt en något äldre artikel från USA utgjorde HIPS vid denna tidpunkt 56 % av insamlad elektronikplast (Fisher m.fl., 2003). Höljen till elektroniska produkter utgör en stor andel av volymerna.

Enligt EI-Kretsen (2015) består en oväntat stor del av elektronikflödet av äldre TV-apparater, och ur avfallsperspektiv är det intressant vilka plaster som ingår i äldre TV-apparater (s.k. tjock-TV). Resultat från undersökningar av plast från ett 40-tal kasserade TV-apparater visar att ABS och HIPS dominerar (Tabell 22).

Plast i insamlade kretskort har bedömts uppgå till ca 230 ton årligen (SMED, 2012a). Kretskort är vanligen vävda av glasfiber och härdade med en epoxiharts som ofta är

<sup>2</sup> Diverse elektronik motsvarar alla mindre elapparater, t.ex. mobiler, hårfönar, stereos, och mellanstora som mikrovågsugnar, TV-apparater, men inte t.ex. vitvaror och tvättmaskiner.

flamskyddad med t.ex. TBBPA eller TPP. Kretskort innehåller också flera metaller, t.ex. koppar, guld och palladium. Lödpunkter kan innehålla bly.

Tabell 22. Exempel på plastpolymerer från ett 40-tal TV-apparater (Schlummer m.fl., 2007). BFR betyder bromerade flamskyddsmedel.

Plasttyp	Andel
Polyfenylenoxid PPO/polystyren PS	18%
ABS med BFR	16%
ABS utan BFR	16%
HIPS med BFR	9%
HIPS utan BFR	20%
ABS/polykarbonat PC	13%
ABS/PVC	9%

### 6.1.2 Insamling av avfall

Elektronik omfattas inom EU av producentansvar och lagstiftningen för producentansvaret finns i det så kallade Europeiska WEEE-direktivet, som är införlivat i förordningen om producentansvar för elutrustning (SFS 2014:1075). Producentansvar innebär att producenterna är ansvariga för insamlingen av uttjänta produkter. Som producent räknas: företag som tillverkar och säljer elektriska och elektroniska produkter, men också företag som för in och sedan säljer elektriska och elektroniska produkter, alternativt ett företag som säljer elektriska och elektroniska produkter direkt till slutkund i ett annat EU-land.

Producenten rapporterar in till ett register hur mycket elektronikskrot som samlats in av varje produktgrupp som omfattas av producentansvaret. Produktgrupperna som finns definierade återges nedan. Statistiken är således redovisad efter hur mycket som insamlats av respektive produktgrupp.

1. Stora hushållsapparater
2. Små hushållsapparater
3. IT-, telekommunikations- och kontorsutrustning
4. Hemutrustning (TV-, audio- och videoutrustning)
5. Belysningsutrustning
6. Elektriska och elektroniska verktyg
7. Leksaker samt fritids- och sportutrustning
8. Medicinteknisk utrustning
9. Övervaknings- och kontrollutrustning
10. Automater

Enligt beräkningar utgör de produkter som finns i kategori 1 till 7 och som är i användning 1,5 miljoner ton (SMED, 2012b). Till följd av ökande konsumtion bedömer författarna att det sker en årlig upplagring av detta avfall med ca 40 000 ton.

Det finns två olika typer av insamlingssystem för insamling av elektronik: kollektiva och individuella. De producenter som tar fram konsumentprodukter använder sig nästa uteslutande av kollektiva insamlingssystem. De som tillverkar så kallade professionella produkter anger oftast att de har individuella insamlingssystem och det innebär ofta att de erbjuder kunden att returnera uttjänta produkter (SMED, 2012b). I Sverige finns i dag två godkända kollektiva insamlingssystem. Dessa drivs av El-Kretsen och EÅ (Elektronikåtervinningen).

El-kretsen samlar in konsumentavfall. Insamlingen från verksamheter sker i viss mån via kommunerna och i viss mån direkt via kontrakterade transportörer. Produkterna transporteras till kontrakterade demonterings/-behandlingsanläggningar. ([www.el-kretsen.se](http://www.el-kretsen.se)). Det förekommer även insamling i privat regi. Ett exempel är HP som insamlar tonerkassetter från både privata och yrkesmässiga användare, i syfte att återvinna plasten.

### 6.1.3 Behandling och återvinning

Elektronikavfall förbehandlas för att möjliggöra materialåtervinning av metaller, ädelmetaller och plast. Separation, sortering och koncentrerings sker av t.ex. Stena Technoworld AB och Ragnsells i Sverige. Dessa aktörer säljer de återvinningsbara materialen vidare till t.ex. smältverk eller plastindustrier där nya råvaror framställs. Omsmältning av metaller sker både i Sverige och utomlands, medan framställning av ny plastråvara huvudsakligen sker utomlands. Många aktörer i återvinningsindustrin anger att de sänder förbehandlad plast till Kina, där återvunnen plastråvara produceras. Electrolux hela hantering av återvunnen plast sker med olika aktörer inom Europa. Återvunna plastråvaror säljs sedan vidare till den tillverkande industrin.

Förbehandlingen sker enligt WEEE-direktivet och NFS 2005:10. Detta innebär att vissa specificerade komponenter avlägsnas, t.ex. farligt avfall och batterier samt komponenter innehållande kvicksilver eller beryllium. Bulkmetaller som stål, aluminium och koppar separeras genom bl.a. magnetiska metoder. Kretskort och andra komponenter med värdefulla sällsynta metaller sorteras ut för särskild återvinning. I första hand är det s.k. högvärdiga kretskort som återvinns. I de fall kretskorten inte kan separeras i tillräcklig grad från andra material, eller när halten ädelmetaller blir för låg, så sker troligen ingen utsortering eller återvinning. Det som återstår sorteras manuellt efter material. I nästa skede krossas och finfördelas materialet för att kunna separera olika metaller och plaster innan det skickas vidare till återvinning.

Plast innehållande bromerade flamskyddsmedel sorteras bort för att sedan gå till energiåtervinning. Denna separation bygger hos åtminstone vissa aktörer på att plast innehållande bromerade flamskyddsmedel har högre densitet. Dock kan vissa andra plaster med hög densitet, t.ex. ABS-PC, också hamna i denna fraktion. Denna separation är en vedertagen metod men det sker ändå kontroller genom stickprov för att garantera att de bromerade ämnena särskiljs. Denna kontroll utförs normalt med XRF av total bromhalt. Normalt sker ingen ytterligare miljökemisk analys av plastfraktionen hos förbehandlarna. En av aktörerna uppger dock att man kampanjvis utför en del analyser, där man bl.a. noterat att bromerade flamskyddsmedel minskar medan fosforbaserade flamskyddsmedel ökar i elektronikplast. En Holländsk undersökning bekräftade att halterna av bromerade flamskyddsmedel var betydligt lägre i den lättare fraktionen, där dock lägre halter



ändå kunde detekteras (Leslie m.fl., 2013). Enligt en genomgång av olika plasters densitet bör även PC-ABS som innehåller fosforbaserade flamskyddsmedel hamna i den tyngre fraktionen och således inte gå till materialåtervinning (Leslie m.fl., 2013). Om det gäller för andra plastslag har vi inte funnit belägg för.

För att möjliggöra återvinning måste olika plastsorter separeras från varandra. Det finns bl.a. avancerad IR-teknik för detta syfte, och denna sortering kan ofta ske på en annan anläggning än där förbehandlingen sker.

## PLAST

Enligt SMED (2012a) insamlas årligen omkring 34 000 ton plast från elektronik i Sverige. 15 000 ton av detta materialåtervinns, huvudsakligen utomlands. Återvinningsgraden blir då 44%. Enligt uppgift från EI-Kretsen (muntligen) så säljs det mesta av plasten som förbereds för återvinning till Kina. Av den elektronikplast som Elkretsen insamlade och materialåtervann år 2010 skedde 3,5% i Sverige, 54% inom resterande EU och 42% i Kina (SMED, 2012a). SWEREC i Sverige tar emot en mindre fraktion.

Flera tillverkare använder återvunnen plast i sina elektronikprodukter. Två kända exempel är Electrolux och HP. Electrolux har en serie dammsugare med 70% återvunnen plast. Den återvunna plasten som de använder produceras i Europa men råvaran utgörs inte av Electrolux egna produkter. Ett sådant system bedöms inte möjligt eftersom produkterna har relativt lång omsättningstid i samhället. Däremot har man i sina rutiner för denna hantering certifikat för ursprunget till den återvunna plastråvaran. Electrolux använder bl.a. återvunnen ABS och PP medan HP bl.a. återvinner tonerkassetter av PET. Systemen benämns "closed loop" men det är inte heller här ett slutet kretslopp, utan ursprunget till den återvunna plastråvaran kan vara andra produkter.

Sammantaget har vi genom samtal med olika aktörer samt genom öppen litteratur funnit att de plaster från elektronik som återvinns inkluderar PET, PP, ABS, lite PVC och möjligen även HIPS. I stort sett sker ingen av denna produktion av återvunnen plastråvara i Sverige.

## KRETSKORT

Kretskort som insamlas återvinns bl.a. av Boliden i deras smältverk. Syftet är att återvinna koppar och ädelmetaller, och det organiska materialet i kretskorten destrueras genom att det utgör bränsle i processen. Farliga metaller såsom t.ex. bly utvinns ur smältverket för ny användning. Boliden uppger att t.ex. den framställda kopparfraktionen är mycket ren och inte innehåller bly.

## BILDSKÄRMAR

Bildrör (s.k. katodstrålningsrör) var förr vanliga i tv-apparater och datormonitorer. De består av en glastratt innehållande blyoxid och framför tratten finns en glasskiva som innehåller bariumoxid. Glasskivan och glastratten är sammanlödda med lödtenn innehållande blyoxid. Katodstrålningsrör innehåller även fluorescensbeläggning som innehåller kadmiumsulfid och även yttrium och zinksulfider. Enligt NFS 2005:10 ska katodstrålerör specialhanteras och fluorescensbeläggning ska avlägsnas.

Ekokem är en svensk aktör som avfallshanterar bildrör och bildskärmar från äldre s.k. tjock-TV liksom även moderna LCD-skärmar. En tjock-TV demonteras till bildrör och bildskärm, plasthölje samt metalldelar. Inflödet av bildrör och bildskärmar har varit rela-

tivt stort men har nyligen avtagit uppger Ekokem. Bildrör och bildskärm krossas och tvättas med vatten, det fluorescerande ytskiktet separeras och deponeras. Glaskrosset innehåller höga halter bly och klassas därför som farligt avfall. Detta glaskross materialåtervinns genom att det läggs i botten på ett tätskikt i deponi för farligt avfall. Möjligheten till att materialåtervinna plasthöljet har diskuterats, men eftersom man inte funnit någon teknisk lösning som kan hantera de bromerade flamskyddsmedlen så går plasthöljet till förbränning med energiutvinning. Metaller såsom koppar och järn går till annan aktör för förbehandling (t.ex. Kuusakoski) och därefter till smältverk.

Moderna LCD-skärmar från TV eller datorer går direkt till energiutvinning. Till följd av allmän förekomst av flamskyddsmedel i LCD-skärmar har det inte varit någon diskussion om att materialåtervinna några delar av LCD-skärmar.

## 6.1.4 Farliga ämnen

### Vilka ämnen i vilka material


Av de ämnen som denna utredning särskilt fokuserar på förekommer följande i elektronik: DekabDE, HBCD, DBT, TPP, Pb, Cd, PFAS och tidigare även SCCP. Ftalater kan också förekommer i t.ex. kabelisolering. Det finns även många andra hälso- eller miljöfarliga kemikalier i elektronik, t.ex. antimon, arsenik, beryllium, TBBPA, kvicksilver samt nyare bromerade eller fosforbaserade flamskyddsmedel. Vissa av dessa ämnen förekommer som additiv i större plastdetaljer medan andra förekommer i kretskort eller elektroniska komponenter. Bly förekommer också i mycket höga halter i bildrörsglas.

PBDE, Cd och Pb är reglerade enligt RoHS och bromerade flamskyddsmedel (såsom PBDE) enligt WEEE. Vid kontakter med den svenska återvinningsbranschen beskriver man att plast med bromerade flamskyddsmedel separeras och går till energiåtervinning såsom beskrivits ovan. Vissa additiv är oönskade vid plaståtervinning, inte bara av miljöskäl utan även för att de kan försvåra möjligen att blanda återvunnen och ny plastråvara (Tenge m.fl., 2013).

### Skillnader mellan olika produktgrupper

Studier av plast från olika WEEE-kategorier visar att halterna av bly, kadmium och deka-BDE varierar mellan olika grupper (Wäger m.fl., 2012). Lågst halter av dessa ämnen påträffades i platta skärmar och högsta halter i plast från tjock-TV eller CRT-skärmar. I övrigt så varierade det, så att vissa ämnen var höga i små hushållsapparater och andra ämnen i andra kategorier. De höga halterna av bly i bildrör är välkänt inom återvinningsbranschen.

HIPS utgör en stor fraktion av insamlad elektronikplast. Vi har inte funnit uppgifter om just HIPS återvinns från elektronik men sannolikt sker det eftersom det är stora flöden. Enligt EFRA är både HIPS och ABS i elektroniska produkter normalt flamskyddade och numera med andra bromerade flamskyddsmedel än deka-BDE eller HBCD, t.ex. deka-bromdifenyletan. En undersökning av prover på elektronikplast insamlade kring år 2005 visade att bromerade flamskyddsmedel enbart förekom i produkter av ABS eller HIPS, men inte i ABS-PC eller PPO-PS då dessa blandpolymerer är mindre flambenägna

Uppdragsnr: 10219037	Särskilt farliga ämnen, avfall och materialåtervinning	
Daterad: 2016-02-04		

(Schlummer m.fl., 2007). Undersökningen omfattade bl.a. 45 kåpor till PC eller TV-apparater och av dessa innehöll 27% bromerade flamskyddsmedel.

### Kontroll av kemikalier

De kontakter vi haft inom uppdraget visar inte att det sker någon systematisk kontroll vid insamling eller förbehandling av elektronik. Förbehandlingen av plaster syftar till att plaster innehållande bromerade flamskyddsmedel ska separeras och gå till förbränning, men undersökningar visar att blandad plast i den lättare fraktionen ändå innehåller låga halter. Flera internationella undersökningar visar också att blandad elektronikplast, som provtas på återvinningsanläggningar, alltid innehåller bromerade flamskyddsmedel om än delvis i låga halter (se kapitel 5 under respektive ämne). Det är dock få undersökningar publicerade i den öppna litteraturen och vi har inte funnit några systematiska undersökningar från svenska anläggningar.

Ansvaret för kontroll av kemiska ämnen ligger normalt hos den som sätter varor på marknaden. Vid förfrågan hos två företag som marknadsför produkter med återvunnen plast, HP och Electrolux, hänvisar både till interna styrdokument som preciserar vilka ämnen som är förbjudna respektive delvis begränsade i sina varor. Samma krav gäller för ny eller återvunnen plast, men det förekommer också vissa krav som bara ställs på återvunnen plast. Dessa listor över begränsade kemikalier är mer omfattande än RoHS. Dock förefaller fosfororganiska flamskyddsmedel ännu inte omfattas av dessa frivilliga system. Som exempel kan nämnas att av de ämnen som denna rapport är inriktad på är följande helt förbjudna i HPs produkter: kadmium, dibutyltenn, klorerade och bromerade flamskyddsmedel (bl.a. penta-BDE, deka-BDE och HBCD), bly, PFOS, PFOA och SCCP. Fosfororganiska flamskyddsmedel omfattas inte av HPs standard. För bly och kadmium gäller vissa av de undantag som anges i RoHS.

Electrolux delar in sina ämnen i tre grupper. "Banned" och "Restricted" är i första hand ämnen enligt RoHS samt SVHC. "Restricted" innebär att ämnena inte ska förekomma i Electrolux produkter men att undantag kan motiveras för vissa regioner, vissa tillämpningar eller under en utfasningsperiod. "Substances of concern" innebär normalt inte förbud mot användning men att man har uppmärksamhet kring dessa ämnen. I första hand ska leverantören rapportera förekomst av ämnen enligt dessa ämnen till Electrolux, men Electrolux utför också egna kontroller. Vilka kontroller som utförs beror på plastråvarans ursprung. Man har också särskilda rutiner för just återvunnen plast, bl.a. innefattande:

- Leverantörer rapporterar om plastens ursprung och gör en riskbedömning som Electrolux tar ställning till
- Innehållet av vissa grundämnen ska verifieras genom kemiska analyser, bl.a. innefattande Hg, Pb, Cd, Cl och Br.
- Återvunnen PVC accepteras inte.

I båda ovanstående fall sker inte produktionen av återvunnen plastråvara inom koncernen utan genom samarbete med andra aktörer på marknaden.

Begreppet "closed loop" används i vissa fall där återvunnen plast används, men detta avser ofta s.k. "post-consumer" plast, dvs från insamlade varor i avfallsled. Vi har inte

funnit något exempel där elektronikplast från varor återvinns enbart till samma varor. En sådan hantering skulle i många produktgrupper bli svår eftersom varorna har lång omsättningstid i samhället (t.ex. dammsugare, vitvaror).

Kretskort kan innehålla bly (i lödningar) och flamskyddsmedel samt kadmium i reläer. Normalt används det bromerade flamskyddsmedlet TBBPA i kretskort men även det fosforbaserade TPP används. De kretskort som i Sverige återvinns för ädelmetaller i smältverk innebär ingen risk för att dessa ämnen oavsiktligt ska uppträda i återvunna råmaterial. Om marknadsförutsättningarna för att återvinna ädelmetaller skulle försämrats påtagligt skulle kretskort vara ett problematiskt material för återvinning, till följd av farliga ämnen.

När det gäller LCD-bildskärmar uppger en aktör att det går till förbränning medan en annan aktör återvinner delar av LCD-skärmarna. Vissa generationers LCD-skärmar innehåller kvicksilver vilket kräver en särskild process för omhändertagandet, men materialåtervinning är fortfarande genomförbar. Äldre bildrör som innehåller höga halter bly och i vissa fall kadmium går till deponi.

#### Några tecken på felaktig återvinning?

Europeiska undersökningar av elektronikplaster i avfallsled visar att RoHS ämnen alltid finns, även om det ofta kan vara låga halter. Fraktioner där både Deka-BDE, Pb och Cd överskrider gränsvärden enligt RoHS förekommer också. Den europeiska organisationen Plastics Recyclers Europe (2013) menar att det sker en stor export av plast till Asien och i synnerhet till Kina. Detta sker både öppet men även illegalt. Det finns också många studier som visar stora miljögiftsproblem kring kinesiska anläggningar för hantering och återvinning av elektronikavfall. Såsom beskrivs mer utförligt i avsnitt 6.8.2 finns ett antal exempel som visar att återvunnen elektronikplast används till helt andra produkter och som innebär andra exponeringsförutsättningar. Exempelvis att man hittar spår av elektronikplast i köksredskap, muggar och leksaker. Det faktum att elektronikplast återvinns via långa kedjor och till helt dominerande del utanför Sverige medför svårigheter att kontrollera innehållet av farliga ämnen i den plast som återvinns.

Sammanfattningsvis återvinns både metaller och plaster från elektronik. Metallåtervinningen innebär att värdefulla råvaror omhändertas och kan användas igen. De bildade fraktionerna är rena. Hanteringen innebär minskat behov av primär metallproduktion och minskar risken för att vissa giftiga metaller hamnar i deponi. Då smältverk är tillståndspliktig verksamhet sker också kontroll av verksamheten.

Återvinning av plast sker till stora delar utanför Europa och nästan helt utanför Sverige. Genomgången visar både på goda och dåliga exempel. Flera företag har en öppen och ambitiös reglering av kemikalier och i synnerhet av särskilt farliga ämnen. Det finns också exempel på en okontrollerad hantering av plastråvara från elektronik, där toxiska tillsatskemikalier dyker upp i helt andra produkter.

Nuvarande lagstiftning (RoHS) omfattar ett fåtal av de hälso- och miljöfarliga kemikalier som kan ingå i elektronik. Halterna av avsiktligt tillsatta kemikalier, t.ex. flamskyddsmedel, är många tiopotenser högre än de halter man påträffat i varor där återvunnen plast använts.

## 6.2 Fordon

### 6.2.1 Material och mängder

Producentansvar på fordon med en vikt lägre än 3,5 ton innebär att logistik och teknik för insamling och återvinning av material från bilar är utvecklat och implementerat. Användningen av olika plaster har ökat över tid i bilar, bl.a. för att ge minskad vikt och bättre bränsleekonomi. Viktmässigt dominerar dock metall fortfarande. Metallåtervinning från fordon sker vid smältverk och särskilt farliga ämnen är generellt inte ett problem. Andra komponenter som t.ex. blybatterier separeras lätt och återvinns. Fokus i denna rapport är därför plast och textilier i fordon.

Plaster utgör nu i genomsnitt omkring 16% av ett fordons vikt enligt en amerikansk studie (Miller m.fl., 2014). En europeisk genomsnittsbil innehöll år 1998 drygt 9% plast (Kanari m.fl., 2003). Plaster används i stötfångare, säten, klädsel och stoppning, däck, ratt, instrumentpanel, kablar, sparklåda mm. Följande plasttyper förekommer i bilar: ABS, PUR, PP, PVC, PET, PC och troligen även fler typer (t.ex. Kanari m.fl., 2003; Miller m.fl., 2014). Exempel på applikationer är enligt Kanari m.fl. (2003):

- PP: instrumentbräda, säten, stötfångare
- PUR: säten, stoppning
- ABS: instrumentbräda
- PVC: säten och stoppning

### 6.2.2 Insamling av avfall

Under 2012 skrotades 185 616 bilar omfattade av producentansvar. Systemet för producentansvar innebär insamling av ca 18 000 ton fordonsplast årligen (Naturvårdsverket, 2014).

### 6.2.3 Behandling och återvinning

Vid omhändertagande av bilar demonteras först batteri, däck, fälgar, stötfångare, vindrutor och air bags. Därefter finfördelas (fragmenteras) bilen i sin helhet, d.v.s. metaller, elektronik, plaster och textilier tillsammans. De olika ingående materialen sorteras sedan efter densitet genom att det finfördelade materialet utsätts för en kraftig luftström. Det lättaste materialet SLF (shredder light fraction) flyger av transportbandet medan t.ex. metalldelar stannar kvar. Denna SLF utgörs till stor del av plastmaterial och uppgår till ca 20 % av den totala vikten av ett uttjänt fordon (Bibi m.fl., 2012).

Återvinningskraven på bilar höjs inom EU till 95% från 2015. Huvuddelen (85%) av återvinningen ska ske genom återanvändning eller materialåtervinning och detta uppnåddes 2012 enligt BilSweden (se Naturvårdsverket, 2014).

Materialåtervinning av fordonsplast förefaller enligt flera källor inte förekomma överhuvudtaget i Sverige eller i USA (Naturvårdsverket, 2014; Miller m.fl., 2014). Enligt en utredning om den nordamerikanska marknaden är det tekniska svårigheter och brist på ekonomisk lönsamhet som bromsar materialåtervinning av plast från fordon (Miller m.fl., 2014). Man lyfter bl.a. fram att många plaster som används i fordon är avsevärt mer avancerade produkter än t.ex. plastflaskor, och att det därmed blir svårt att bibehålla

den tekniska kvaliteten vid materialåtervinning. Hårdplaster som används pga av sin styrka är också betydligt svårare eller rent av omöjliga att återvinna med bibehållen kvalitet, jämfört med termoplaster. Fordonsplast går idag huvudsakligen till förbränning men tidigare kan deponering ha varit en mer betydande sluthantering.

I Holland materialåtervinns dock den lättaste plastfraktionen från fordon, vilket innebär ca 5-10 kg/per fordon (Leslie m.fl., 2013). Om denna volym skulle återvinnas i Sverige skulle det innebära ca 1000-2000 ton plast per år. Det är en mycket liten volym i relation till total plastanvändning i Sverige.

## 6.2.4 Farliga ämnen

Såsom framgår av Tabell 18 och Tabell 19 innehåller plaster och textilier i fordon ofta flamskyddsmedel, både bromerade och fosforbaserade. Av de ämnen som denna rapport är inriktad på kan följande förekomma i plast och textilier från fordon: deka-BDE, HBCD, ftalater, SCCP, TCPP, TDCPP, TPP samt DBT och DOT. Många av dessa ämnen omfattas av någon reglering (Tabell 3). Exempelvis visades därför att deka-BDE förekom i utom-Europeiska men inte Europeiska bilar (Leslie m.fl., 2013).

Bilar har generellt lång livslängd. Det innebär att avfallets kemikalieinnehåll generellt återspeglar tidigare lagstiftning och praxis. I bilbranschen finns en global överenskommelse benämnd Global Automotive Declarable Substance List (GADSL). Uppenbarligen följer många av de stora bilmärkena rekommendationerna i denna lista, men vi har ingen fullständig bild av efterlevnaden. Den senaste versionen av denna lista är från februari 2015 och innehåller 117 kemiska ämnen. Dessa är antingen ej tillåtna (inom systemet) eller så ska de deklarerars om halt i enskild komponent överskrider 0,1%. Följande av rapportens fokusämnen är listade:

- Ej tillåtna: kadmium, bly, SCCP, HBCD (följer datum enligt POP-konventionen), PFOS, PAH (HA-olja)
- Ska deklarerars: flourtelomerer, cancerogena aminer, NP och NPEO, PFOA, PAH i polymerer, TPP
- Ej tillåtna eller ska deklarerars (t.ex. regionala skillnader): DBT, DOT, cancerogena axofärgämnen, vissa ftalater, penta-BDE, deka-BDE.

Det kan alltså konstateras att organofosfater inte är reglerade annat än TPP och att flera särskilt farliga ämnen enbart omfattas av krav på deklaration vid höga halter. Ur detta perspektiv förefaller denna generella lista inte gå längre än lagstiftningen.

Det finns relativt få undersökningar av flamskyddsmedel eller andra särskilt farliga ämnen i fordon. Flera studier har visat att olika fosfororganiska ämnen läcker från material som används i bilinredning (t.ex. Marklund, 2005) men vi har inte funnit motsvarande data på materialen som används i bilar. En nyligen utförd undersökning av 119 prov på textilier och PUF (polyuretanskum) från personbilar visade att penta-BDE och deka-BDE förekom mycket sällan, trots att många av fordonen var tillverkade i slutet av 1990-talet (Niinipuu, 2013).

En sammanställning av olika undersökningar rörande metallhalter i fluff (light shredder residue) från fordonsavfall visar att materialet borde klassas som farligt avfall, och således inte bör materialåtervinnas (Niinipuu, 2013). Detta fluff kan också innehålla många organiska farliga ämnen, t.ex. HBCD och PBDE (Sakai m.fl., 2014; Leslie m.fl., 2013).

En blandning av shredder residues från både fordon och elektronik visar att den lättare fraktionen ( $<1,1 \text{ g/m}^3$ ), som i Holland går till materialåtervinning, håller lägre halter av deka-BDE jämfört med den tyngre fraktionen, men att det inte är någon skillnad för penta-BDE. Det har bedömts som svårt att materialåtervinna fluff-fraktionen (Sakai m.fl., 2014).

Sammanfattningsvis är graden av materialåtervinning effektiv inom bilbranschen i Sverige. Plast återvinns så vitt känt inte, och till stor del hamnar plast i det s.k. fluffet (light shredder residue-fraktionen). Att återvinna polymerer ur fluff-fraktionen förefaller både tekniskt svårt och miljömässigt olämpligt. Även återvinning av oblandade fordonplaster har av flera skäl bedömts som tveksamt. Med hänsyn till risk för förekomst av särskilt farliga ämnen och andra tveksamma kemikalier och de relativt små volymer som ändå skulle kunna uppnås bedöms det inte motiverat att stimulera att ökad materialåtervinning av fordonsplast.

## 6.3 Förpackningar

### 6.3.1 Material och mängder

#### Pappersförpackningar

Enligt förpacknings- och tidningsinsamlingen (FTI) var år 2014 den svenska förbrukningen av pappersförpackningar 517 000 ton. Av detta materialåtervanns 403 000 ton, dvs 78% (FTI 2014). Det görs ingen skillnad på olika typer av förpackningar förutom att det görs en uppföljning på hur mycket av förpackningarna som är vätskeförpackningar. Noteringen av mängden vätskeförpackningar görs på grund av att TetraPak (som är en av ägarna till FTI) har begärt att få den informationen.

#### Plastförpackningar

Enligt FTI var år 2014 den svenska förbrukningen av plastförpackningar 188 000 ton och av detta materialåtervanns 72 000 ton, dvs 38% (FTI 2014), exklusive PET-flaskor. I Europa står förpackningsindustrin för den största delen av plaståtervinningen (Bibi m.fl., 2012). Plastförpackningar är också det dominerande användningsområdet för plast; plastförpackningarna stod 2010 för 40 procent av den totala plastförbrukningen (SMED 2012a). De största delarna av plastförpackningar består av högdensitets polyeten (HDPE) och polypropen (PP), men det insamlas även en stor mängd av förpackningar av polyetentereftalat (PET) (Swerec muntl). När det gäller PET-flaskor i Sverige återvanns ca 83 % av alla PET-flaskor år 2014. (Returpack <http://pantamera.nu/pantsystem/statistik/pantstatistik/>)

## 6.3.2 Insamling av avfall

### Pappersförpackningar

Pappersförpackningar samlas in av FTI genom bland annat återvinningsstationer och återvinningscentraler. FTI distribuerar sedan papperet till stora balanläggningar där pappret buntas ihop till balar på 500 kg. Tillsammans med pappersbruken utförs sedan en provtagning med hjälp av borring för att ta reda på vilka material balarna innehåller, t.ex. tidningspapper, wellpapp, träfritt papper. Uppdelningen görs i enlighet med standarden EN643. Pappersbruken köper sedan balarna (FTI muntl.).

Pappersreturförpackningar är en efterfrågad råvara som går att sälja. Ungefär hälften av allt pappersmaterial som samlas in av FTI går till Fiskebyboard och resterande skickas utomlands, mycket går till tyska pappersbruk.

### Plastförpackningar

Plastförpackningar samlas också in av FTI genom bland annat återvinningsstationer och återvinningscentraler. FTI skickar 50% av plastförpackningarna till Swerec som har åtagit sig att återvinna 80% av denna mängd. 50% av det insamlade materialet skickas till kontinenten för återvinning, eftersom det inte finns tillräckligt med kapacitet för att återvinna alla plastförpackningar i Sverige. (FTI muntl.).

Returpack står för insamlingen av PET-flaskor och detta sker genom pantningssystemet. Konsumenterna betalar någon extra krona vid inköpet av flaskan som sedan betalas tillbaka vid pantningen av flaskan. Enligt en studie definieras PET som ett av få exempel på en återvinning som sker genom en verklig "closed loop" (Hopewell m.fl, 2009), dvs materialet återvinns och blir till samma produkt som materialet härrör från.

## 6.3.3 Behandling och återvinning

### Pappersförpackningar

I Sverige är Fiskebyboard den enda producenten av förpackningar från återvunna fibrer. De köper in mellan 180 000 och 190 000 ton returfibrer per år och producerar främst livsmedelsförpackningar. Till stor del tillverkar de livsmedelsförpackningar av returfibrer. Exempel på fraktioner som används är insamlade förpackningar från hushåll samt returfibrer direkt från tryckerier i form av rester (kanter utan trycksvärta). Fraktioner som inte tas emot är exempelvis papper från gamla arkiv som är behandlade på ett särskilt sätt så att de inte ska brytas ned, samt papper från sjukhus.

Då papperet kommer in till Fiskebyboard löser de upp returpappret och tvättar det med vatten. I blandningen finns ca 1% returfiber och 99% vatten, i detta tvättsteg försvinner de farliga ämnena från pappersmassan.

Förpackningarna skapas genom att de olika mottagna pappersfraktionerna som sorterats upp enligt EN643 blandas med varandra enligt olika recept. Då förpackningen är färdigställd analyseras innehållet av kemiska ämnen för att säkerställa att regelverken uppfylls (se avsnitt 6.3.4). Förpackningen skickas sedan antingen direkt till tryckerier eller till aktörer som sätter en plastbarriär på förpackningen för att göra den mer mot-



ståndskraftig mot fukt. Fiskeby kan själva också sätta på en barriär, och använder då en polyetenfilm som inte består av återvunnet material.

### Plastförpackningar

Som tidigare nämnts skickar FTI ca hälften av alla insamlade plastförpackningar till Swerec. Swerec sorterar plastförpackningarna, först i hårda och mjuka förpackningar. Hårdplasterna processas sedan och sorteras i olika plastsorter med hjälp av IR-teknik. Tre plastsorter åt gången kan sorteras ut. De fraktioner som sorteras ut är bland annat Polypropen, polyeten och PET-flaskor. Efter sorteringen balas plasten, sedan tvättas och kvarnas den alternativt skickas den direkt till kunden (Swerec muntl). Styrande för Swerecs kapacitet att återvinna plast är sorteringsmomentet av plasten. All plast måste passera en fotomätare. (Swerec muntl)

20-30% av all plast som säljs vidare är PP eller HDPE. De andra plasterna går vidare till förädlingsprocesser hos andra företag. Aktörer som köper Swerecs plast finns bland annat i Holland, Tyskland, Italien och Italien. Exempelvis är det i Holland som man producerar plastkrukor (Swerec muntl). Den återvunna plasten från förpackningar används främst till avloppsrör, andra plastsaker inom byggsektorn, krukor och inom bilindustrin exempelvis till innerskärmar som sitter inne i hjulhuset (Swerec muntl).

Swerec uppger att återvunnen PP och HDPE är lättsålt, men att marknaden för många andra återvunna plasttyper är trög. Exempelvis är fraktionen "mixed plastic" svårsåld. Man uppger även att marknaden för återvunnen PET dämpats på grund av det låga priset för nyproducerad PET från Kina. Detta är dock inget som uppges inom hanteringen av PET-flaskor (se nedan).

PET-flaskor insamlas av Returpack som säljer vidare till Cleanways recycling som återvinner ca 27 000 ton PET per år. Antalet flaskor som samlas in har ökat något över tid, men då flaskorna blir tunnare är materialströmmen av PET i stort sett konstant. Cleanaway recycling tvättar flaskorna och tar bort föroreningar som exempelvis aluminium. Korkarna av PP eller HDPE separeras från PET genom att de har olika densitet; korkarna flyter medan PET sjunker. Cleanaway recycling mal sedan ner PET-flaskorna till så kallade flakes, som säljs till ett företag som smälter ner flakesen till en så kallad "Preform". Detta görs av bland annat Petainer som ligger i Lidköping och av flera tillverkare i Baltländerna och i övriga Europa. Preformen säljs sedan vidare till bryggerierna som tillverkar flaskorna. Ingen kemisk kontroll görs på PET-materialet då det kommer in eller ut hos Cleanaway recycling.

Ca 10% av PET-materialet som kommer in är färgat. Detta används exempelvis till att framställa emballageband, och troligtvis är det även detta material som går till framställningen av fleecetröjor. Cleanaways recycling strävar efter att så mycket material som möjligt ska återanvändas till dryckesflaskor. Korkarna av PP eller HDPE används bland annat till framställning av plastbackar och plastpallar.

### 6.3.4 Farliga ämnen

#### Pappersförpackningar

I Sverige är det endast Fiskebyboard som producerar pappersförpackningar från retur-fibrer. Alla deras förpackningar uppfyller kraven som ställs på livsmedelsförpackningar.

Livsmedelsförpackningar måste följa europeiska standarder avseende innehåll av särskilt farliga ämnen. För papper och kartong finns inga detaljerade EG-regler, men majoriteten av tillverkare använder sig av Bundesinstitut für Risikobewertung, BfR (Tyskland) (Livsmedelsföretagen och Normpack, Stockholm 2011). Andra exempel på standarder är Holländska Warenvet och Amerikanska FDA food and drug administration. Dessa regelverk innehåller specifika haltgränser som inte får överstigas om leverans ska ske till livsmedelsindustrin (Fiskebyboard Muntl.)

Exempel på ämnen som testas av Fiskebyboard är bland annat:

- Formaldehyd
- Aromatiska aminer, bland annat nedbrytningsprodukter av azofärger
- Pentaklorfenol (PCP)
- Krom, kvicksilver, bly och kadmium.
- PCB
- DIBP, DBP, BBP, DEHP
- Benzofenon mm
- Mineraloljor
- Bisfenol-A och aromatiska ketoner
- Antrakinon

Migrationen av vissa ämnen till mat testas även, exempelvis ftalater och mineraloljor. I de analysvar som WSP har fått ta del av överstiger inte något av de analyserade ämnena gränsvärdena för livsmedelsförpackningar. Då det kommer till förpackningsmaterial för livsmedel är det viktigt att materialet håller en så pass bra kvalitet att tryckfärgerna inte migrerar genom pappret och löper risk för att kontaminera maten.

Det är svårt att kontrollera migrationen av farliga ämnen från livsmedelsförpackningar till mat då migrationen av farliga ämnen från förpackningar ändras vid olika tillstånd, exempelvis ökar migrationen med ökad temperatur, ökad kontakttid och ökad fetthalt i maten. (Triantafyllou m.fl., 2006).

Det finns studier som visar att motståndet mot migration av farliga ämnen till livsmedlet är högre för nya fibrer än vad det är för återvunna fibrer. Kontamineringsrisken genom migration av farliga ämnen skulle därmed vara högre för återvunnet material. (Paper packaging materials and food safety, Ph. D. Janina Leks-Stepien).

Enligt Fiskebyboard kommer kemikalieproblematiken hos returpapper med tryckfärgerna. Exempelvis kan mineralolja från tidningspapper ställa till med problem. Fiskebyboard tar inte avsiktligt in tidningspapper, men det kan komma med i och med att det är svårt att kontrollera vad som kommer med i insamlingen (Fiskebyboard muntl.).

KRAV anger att följande ämnen som behandlas i denna rapport kan finnas i livsmedelsförpackningar av kartong: DEHP, DBP, DIBP, BBP, Nonylfenol och etoxylerad nonylfenol. I samma studie anges att Bisfenol A, DEHP, DINP, DIBP, och BBP är ämnen som kan förekomma i tryckfärgen på förpackningarna<sup>3</sup>.

I en Italiensk studie gjord 2012 studerades förekomsten av bisfenol A, DEHP, nonylfenoletoxilat i 17 olika typer av papperslivsmedelförpackningar (återvunna och ej återvunna). Halterna och i hur många prov som ämnena återfanns visas i Tabell 23. Bisfenol A-halten var högre i de förpackningar som var gjorda på återvunnet papper i övrigt fanns ingen statistisk skillnad på innehållet av farliga ämnens förekomst i återvunna resp. icke återvunna livsmedelsförpackningar (Suciu m.fl., 2012). Någon motsvarande studie på förpackningar i Sverige har inte påträffats.

Tabell 23 Halter och förekomst av ämnen i papperslivsmedelsförpackningar från en Italiensk studie (Suciu m.fl. 2012).

Undersökt ämne	Halt	Antal prov
Bisfenol A	0,41 till 26 mg/kg	17
DEHP	0,97-66,3 mg/kg	12
Nonylfenolmonoetoxylat	0,1 till 0,69 mg/kg.	8
Nonylfenoldietoxilat	0,11 till 0,62 mg/kg.	16

Innehållet av Bisfenol A och DEHP är inte reglerade enligt BfR-standarderna som vanligtvis används vid tillverkning av papper och kartong som ska komma i kontakt med livsmedel. Däremot finns regler på hur mycket av dessa ämnen som får föras över till maten från förpackningen.(BFR XXVI)

DEHP finns upptaget på REACH bilaga XIV från och med 2015 och får inte förekomma i produkter i över 0,1 % utan att särskilt tillstånd ansökts om. Halterna av DEHP i Tabell 23 ligger något över gränsen för att ett tillstånd enligt REACH ska behöva ansökas om, dock utfördes undersökningen 2012 då DEHP inte var tillståndspliktigt.

Nonylfenol och nonylfenoletoxilat är reglerat för användning i papper och pappersmassa via REACH bilaga XVII. Halterna för nonylfenol och nonylfenoletoxilat i Tabell 23 ligger under de tillåtna halterna enligt bilaga XVII i REACH.

Enligt Fiskebyboard är innehållet av farliga ämnen inte ett stort problem vid återvinning av returfibrer till livsmedelsförpackningar. Fiskebyboard har inte sett några trender som tyder på att ackumulering av farliga ämnen i returfibrer skulle ske.

Tidigare har PFAS använts för att behandla ytan av vissa typer av förpackningar exempelvis pop-corn förpackningar, hamburgerförpackningar mm. I och med att faran med PFAS blivit allmänt känd har svenska tillverkare slutat använda sig av detta. Enligt KEMI kan dock PFAS fortfarande förekomma i importerade varor och i importerat returpapper. (Kemi, 2015b). I en amerikansk studie har fluortelomerer påträffats i livsmedelsförpackningar (Kemi 2005b).

<sup>3</sup> <http://www.krav.se/regel/bilaga-3-sin-amnen-i-livsmedelsforpackningar-0>

Vid produktion av pappersförpackningar från returfibrer uppger branschorganisationerna livsmedelsföretagen och normpack i sin guide till säkra livsmedelsförpackningar att vid import av förpackningsmaterial från Kina bör extra uppmärksamhet ges åt rester från tryckfärger.

### Plastförpackningar

Restriktionerna avseende farliga ämnen i livsmedelsförpackningar och övriga förpackningar skiljer sig. Restriktionerna för farliga ämnen i livsmedelsförpackningarna är naturligtvis mycket hårdare än vad reglerna för andra förpackningar är och därmed är livsmedelsförpackningar en "renare" plastfraktion än övriga plastförpackningar.

En stor del av de insamlade plastförpackningarna är livsmedelsförpackningar. Vid produktion av plastförpackningar avsedda för livsmedel gäller att endast ämnen som ingår i unionsförteckningen över godkända ämnen som anges i bilagan till *förordningen EG nr 10/2011 om material och produkter av plast som är avsedda att komma i kontakt med livsmedel* får användas i förpackningarna.


Av de ämnen som undersökts i denna rapport är följande ämnen tillåtna att använda i nyttillverkade plastförpackningar för livsmedel: Bisfenol A, DEHP, DBP, BBP, DINP, DIDP, bly, perfluormetyl-perfluorvinyleter, perfluorpropylperfluorvinyleter, bisfenol S samt dioktyltenn och dess föreningar. Detta innebär att avfallströmmen: livsmedelsförpackningar av plast, med stor sannolikhet innehåller ovan nämnda ämnen. I Tabell 24 preciseras den tillåtna användningen av ämnena i livsmedelsförpackningar av plast. I Tabell 24 kan ses att DINP exempelvis är tillåtet i plastförpackningar avsedda för icke fet mat trots att den finns upptagen på REACH bilaga XIV.

Det är inte enbart livsmedelsförpackningar som samlas in via förpacknings och tidningsinsamlingen utan även övriga förpackningar. Som tidigare nämnts finns inte samma restriktioner på farliga ämnen i dessa förpackningar och i denna avfallsgrupp finns exempel på förpackningar av EPS-plast som innehåller deka-BDE (KLIF 2013) och mjukgjorda PVC-förpackningar till leksaker, hygienartiklar och hushållsartiklar som kan innehålla höga halter av kadmium (TPCH, 2012).

Då livsmedelsindustrin ställer höga krav på kemikalier i plastförpackningar, bör inte kemikalieinnehållet i dessa livsmedelsförpackningar ställa till problem då det kommer till återvinning för produktion av produktgrupper som inte har lika höga restriktioner på innehåll av kemikalier, exempelvis backar, svarta sopsäckar, krukor från livsmedelsförpackningar mm. Om livsmedelsförpackningar särskildes från övriga plastförpackningar finns potential för att öka återvinningen till mer "uppgraderade" produkter ur ett kemikalieinnehållsperspektiv.

FTI uppger att plastförpackningar inte innehåller farliga ämnen som skapar problem vid plaståtervinningen som sker i dag. Problem kan däremot uppstå när det kommer med annat material som inte är förpackningar i insamlingen.

Inga av de ämnen som undersökts i denna studie har hittats i PET-flaskor. Det finns dock en Kanadensisk studie från 2007 som visar att antimon kan förekomma i PET-flaskor (Shotyk och Krachler, 2007).

Uppdragsnr: 10219037	Särskilt farliga ämnen, avfall och materialåtervinning	
Daterad: 2016-02-04		

Tabell 24. De ämnen i denna rapport som är tillåtna i livsmedelsförpackningar av plast (hela förteckningen i förordning EG 10/2011).

Ämne	Tillåten användning
Bisfenol A	Tillåten att användas som monomer eller annat utgångsämne om inte överföringen till maten överstiger 0,6 mg/kg livsmedel Produkter och material för kontakt med livsmedel och som är avsedda för barn upp till tre års ålder får dock inte innehålla Bisfenol A.
DEHP	Får endast användas som: <ul style="list-style-type: none"> <li>Mjukgörare i produkter och material för flergångsbruk och i kontakt med livsmedel med låg fetthalt</li> <li>I produkter som inte uppfyller kraven ovan är det dock okej att använda ämnet i tekniska tillsatser i koncentrationer upp till 0,1 % i slutprodukten</li> </ul> Överföringen av ämnet till maten får dock inte överstiga 1,5 mg/kg livsmedel för det specifika ämnet. Det finns också en begränsning som reglerar hur mycket av en definierad ämnesgrupp som får överföras till mat.
DBP	Får endast användas som: <ul style="list-style-type: none"> <li>Mjukgörare i produkter och material för flergångsbruk och i kontakt med livsmedel med låg fetthalt</li> <li>I produkter som inte uppfyller kraven ovan är det dock okej att använda ämnet i tekniska tillsatser i polyolefiner i koncentrationer upp till 0,05 % i slutprodukten.</li> </ul> Migrationen av ämnet får dock inte överstiga 0,3 mg/kg livsmedel för det specifika ämnet. Det finns också en begränsning som reglerar hur mycket av en definierad ämnesgrupp som får överföras till mat.
Bly	Får förekomma vid tillverkningen men inte i själva förpackningen (livsmedelsverket muntl)
DINP, DIDP och BBP	Får endast användas som: <ul style="list-style-type: none"> <li>Mjukgörare i material och produkter för flergångsbruk</li> <li>Mjukgörare i material och produkter för engångsbruk och i kontakt med livsmedel med låg fetthalt utom i modersmjölksersättning och tillskottsnäring eller spannmålsbaserade livsmedel och barnmat för spädbarn och små barn</li> <li>I produkter som inte uppfyller kraven ovan är det dock okej att använda ämnet i tekniska tillsatser i koncentrationer upp till 0,1 % i slutprodukten</li> </ul> Det finns dock en begränsning som reglerar hur mycket av en definierad ämnesgrupp som får överföras till mat.
Dioktyltenn och dess föreningar	Tillåten som tillsats eller polymerisationshjälpmedel om inte överföringen till livsmedel av totalhalten tenn överstiger 0,006 mg/kg livsmedel
Bisfenol S	Tillåten att användas som monomer eller annat utgångsämne om inte migrationen överstiger 0,05 mg/kg livsmedel

## 6.4 Kläder och hemtextilier

### 6.4.1 Material och mängder

Textilier används till kläder, hemtextilier, möbler, fordon, leksaker mm. I Sverige har textiliers flöden, mängder och omsättning främst studerats för produktgrupperna kläder och hemtextilier (SMED, 2011). Under de senaste åren har inflödet av kläder och hemtextil till Sverige totalt varit 121 000 – 130 000 ton per år, vilket motsvarar ca 12,5 kg per person. Detta kapitel avser främst textilier i kläder och hemtextilier.

80 % av de nya textilierna som importeras till EU-27 kommer från Asien, huvudsakligen Kina och Indien (Palm m.fl. 2014). I kläder är bomull och polyester idag de vanligaste materialen (Tabell 25). I hemtextil är bomull, polyamid och polyester vanligast.

Tabell 25. Fördelning av olika textilmaterial i kläder och hemtextilier som konsumeras i Europa (Naturvårdsverket, 2015)

Material	Kläder	Hemtextil
Bomull	43 %	28 %
Polyester	16 %	28 %
Viskos	10 %	4 %
Ull	10 %	
Akryl	10 %	4 %
Polyamid	8 %	23 %
Polyuretan	2 %	
Polypropylen		10 %

### 6.4.2 Insamling av avfall

Välgörenhetsorganisationer dominerar insamlingen av textil för återanvändning idag (Palm m.fl. 2014). Internationella privata insamlare som t.ex. "I Collect" (I:CO)<sup>4</sup> blir allt viktigare aktörer för insamling av textil genom sitt samarbete med stora varumärken (Palm m.fl. 2014). Uppkomsten av textilieavfall i Sverige har uppskattats till ca 8 kg/person/år (SMED 2011). Insamling av kläder via välgörenhetsorganisationer motsvarar ca 3 kg /person/år, varav huvuddelen kommer från privatpersoner.

Lindex har ett samarbete med Myrorna för insamling av textilier i 50 butiker. Insamling görs idag i betaldisken för att inte få in oönskade produkter. H&M har ett samarbete med "I Collect" för insamling av avlagda kläder. Varken för Lindex eller H&M är insamlingen av textilier begränsad till deras egna märken.

<sup>4</sup> Namnet I:CO står för "I collect" och är del av SOEX GROUP. De har samlingsställen över hela Europa och i USA (Palm m.fl., 2014). De behandlar ca 500 ton använda produkter varje dag i 74 länder.

Blandade fraktioner med textil för återanvändning och återvinning säljs i allmänhet för mer differentierad sortering och efterföljande återanvändning och återvinning utanför den nordiska marknaden (Palm m.fl. 2014).

### 6.4.3 Behandling och återvinning

Lindex återvinner inga textilier idag och för H&M är återvinningen begränsad (pers. kom. Sara Winroth och Cecilia Brännsten). Målet för båda företagen är dock att öka återvinningen av textilier och uppnå en mer cirkulär produktion. Redan idag används avfall från andra branscher för produktion av textilier t.ex. petflaskor, fiskenät och/eller produktionsavfall av bomull och ull. Återvunnet material utgörs endast av rena fraktioner och inte av blandmaterial. Försäljningen av återvunnet material ökar och företagen har interna mål att öka användningen av återvunna material varje år.

Den återvinning av textilier som utförs av H&M idag omfattar mekanisk återvinning av denimjeans till nya denimjeans. För att de nya denimjeansen ska få en bra kvalitet används även nytt material, eftersom den återvunna textilen har för korta fibrer. Återvinningen görs i Pakistan. Nästa år kommer Lindex lansera en ny produkt producerat från insamlad och överbliven denim hos Myrorna. Produkten är en upcycling d.v.s. det gamla materialet blir en ny produkt utan behandling av materialet mekaniskt eller kemiskt.

Naturvårdsverket har nyligen utrett möjligheterna för en ökad textilåtervinning i Sverige (Naturvårdsverket, 2015). Följande redovisning bygger om inget annat anges på denna rapport.

Globalt finns en marknad för återvunnen textil. Den insamlade textil som svenska välgörenhetsorganisationer inte kan sälja sänds till t.ex. Tyskland eller Nederländerna för återvinning och/eller återanvändning. Den vanligaste textilåtervinningen i Europa är att textil används som stoppning i exempelvis madrasser eller bilsäten.

Uppgifter om hur mycket av olika textilier som skulle kunna vara möjliga att återvinna i Sverige finns bara för bomull som uppskattats till ca 1100 ton/år (Naturvårdsverket, 2015). Av dessa beräknas ca 600 ton komma från välgörenhetsorganisationer och 500 ton från tvätteribranschen. Möjligen skulle etablering av insamlingssystem för kläder och hemtextilier kunna öka denna mängd. För textilavfall som innehåller viskos, lycocell och syntetiska fibrer (polyester och polyamid) finns ingen kartläggning av svenska flöden.

Det finns begränsade möjligheter för materialåtervinning av textilier i Sverige idag (SMED, 2011). Avlagda textilier läggs huvudsakligen i restavfallet och största delen går till förbränning med energiutvinning. En mindre del av textilavfallet återvinns mekaniskt, mest till trasor, stoppning eller isolering, men även till nyspunnen tråd. Kemisk återvinning av bomull sker idag mest i labbskala. Återvinning av polyester finns idag i fullskala i Asien. För mekanisk återvinning (fiber-till fiber -återvinning) hanteras bomull (t.ex. denimjeans 100 % bomull, utan elastan) och ull med hög yllehalt. För kemisk återvinning hanteras polyester med minst 80 % polyester och polyamid.

De textilier som återvinns mekaniskt idag är denimjeans, bomullsplagg, rena polyesterplagg och plagg med hög yllehalt, samt hemtextilier av ren bomull eller polyester, men detta sker inte i Sverige. Jeans utan elastan-inblandning kan återvinnas till ny textil medan jeans med elastan omvandlas till isoleringsmaterial.

Genom teknisk utveckling förväntas att återvinningsmöjligheterna komma att öka till 2020 och 2030. Naturvårdsverket (2015) bedömer att en global ökning av befintliga kemiska processer för polyesteråtervinning (anläggningar och skala) kan förväntas på både kort (2020) och medellång sikt (2030). På medellång sikt bedöms även nya processer i demoskala tillkomma för polyesteråtervinning samt att framtida återvinningsprocesser kommer att kunna hantera blandmaterial. Idag pågår forskning kring ny polymerdesign för syntetiska material som kan underlätta återvinning. Själva återvinningen förväntas inte ske i Sverige i någon högre grad, men däremot export av textilavfall och import av produkter med återvunnen textil. För kemisk återvinning av bomull och cellulosebaserade konstfibrer bedöms det möjligt att realisera i kommersiell demoskala till år 2020 och i fullskala till år 2030.

En ökad textilåtervinning förutsätter en utveckling av insamlingssystem, automatisk sortering utefter materialens molekylära byggstenar, nya separationsteknologier och upprening av blandmaterial på molekylär nivå samt ny spårbarhetsteknik för att upptäcka och hantera farliga ämnen som finns i textilier (Naturvårdsverket, 2015).

## 6.4.4 Farliga ämnen

### Vilka ämnen

Totalt har ca 2400 ämnen kopplade till textilier identifierats (Kemikalieinspektionen 2014d). Kemikalieinspektionen betonar dock att kunskapen om textiliers innehåll av farliga ämnen generellt är dålig. Enligt genomgången i kapitel 5 kan de särskilt farliga ämnen som denna rapport fokuserar på bl.a. återfinnas i följande textilgrupper:

- kläder och hemtextilier: PFAS, ftalater, TDCPP, TCPP, NP/NPEO och azofärgämnen
- fordon: penta-BDE, deka-BDE, azofärgämnen, SCCP, TCPP, TDCPP, TPP och HBCD
- inredning och möbler: Azofärgämnen, Penta-BDE, Dekab-BDE, PFAS, TDCPP och HBCD

Vissa kemikalier används för särskilda textapplikationer medan andra kemikalier kan vara mer allmänt förekommande. Några exempel på detta för rapportens fokusämnen:

- Azobaserade färgämnen förekommer i samtliga typer av textilier
- Metallkomplex-färgämnen förekommer i syntetiska material
- Biocider som t.ex. silver finns i vissa sportartiklar och textilier som kräver hög hygien
- Flamskyddsmedel förekommer i material med brandkrav såsom arbetskläder och material inom offentliga sektorn
- Fluorerade ämnen förekommer i möbler och inredning för transportsektorn, invändigt solskydd (t.ex. rullgardiner), uniformer och arbetskläder för bl.a. poliser och brandmän, kläder och utrustning för utomhusbruk. Det är inte känt hur användningen av fluorerade ämnen ser ut i möbelyger. Enligt Keml (2015b) använder IKEA inte längre fluorcarboner i sina möbler.
- Mjukgörare såsom ftalater förekommer i textilier med plasttryck och plastdetaljer.



Vid textilproduktion är generellt de mest kemikalieintensiva stegen infärgning och slutbehandling av tyget. Flertalet använda kemikalier är inte farliga eller särskilt farliga, men används i stora kvantiteter. En del av de använda kemikalierna har dock hög toxicitet för människa och miljö, såsom vissa färgämnen, flamskyddsmedel och ytaktiva ämnen. Totala kemikaliehalten i slutprodukten ligger vanligen på 0,5-20 % av totala plaggets vikt.

### Kontroll av kemikalier

Det saknas en samlad lagstiftning som reglerar innehållet av kemikalier i textilvaror på EU-marknaden (KemI 2015b). Flera olika regelverk berör delar av livcykeln för textilvaror. Ett fåtal av de kemikalier som används i textilier är reglerade i Reach förordningen. Dessutom finns frivilliga initiativ som har strängare krav än befintliga lagstiftningar. Ett exempel är Öko-Tex Standard 100, som är ett oberoende test- och certifieringssystem för textila rå-, mellan- och slutprodukter i alla produktionsled (Oeko-Tex 2015). Kontrollen av kemikalier i kläder som säljs av H&M och Lindex styrs av egna kemikalielistor (Restricted substances list – RSL) som är framtagna utifrån regler i lagstiftning men även ett utökat krav för andra farliga ämnen. Kontroll av kemikalier i Lindex produkter görs regelbundet som stickprov av tredje part (ackrediterat testinstitut) i produktionsländerna, men även som egenkontroll av oberoende laboratorier på produkterna. HMs kontroll av kemikalier baseras på en riskbedömning för respektive material och produkt. Därutöver utförs även en slumpvis kontroll av 5 % av deras beställningar. Vilka ämnen som kontrolleras i textilier idag av de särskilt farliga ämnen som studeras i denna rapport återges i Tabell 26. Även andra ämnen finns med i RSL t.ex. PVC.

Tabell 26. Sammanställning av de ämnen som ingår i utredningen och vars användning i textilier är reglerad i varor som certifieras enligt Öko-Tex standard (Oeko-Tex 2015) samt varor som säljs av H&M (H&M 2014) och Lindex (Lindex 2013).

Ämne	Öko-Tex 100	HM	Lindex
Kadmium	X	x	x
Tennorganiska föreningar: DBT, DOT	X	x	?
Azofärger och azofärgämnen	X	x	X
Nonylfenol (NP) och NPE	X	x	x
Bly och dess salter	X	x	x
Ftalater: DEHP, BBP, DBP, DiBP, DIDP, DINP	X	x	x
Perfluorerade ämnen	X	x	x
Flamskyddsmedel	TDCPP, Deka-BDE, Penta-BDE, HBCDD	TPP, TDCPP, PBDE, HBCDD	?
Kortkedjiga klorparaffiner (SCCP)	X	x	x

### Några tecken på felaktig återvinning?

Eftersom återvinningen av textilier idag är begränsad så finns det inga uppgifter om felaktig återvinning.

Vilka kemikalier som blir kvar i återvunnen textil beror på återvinningsprocessen. Vid mekanisk återvinning finns samtliga kemikalier kvar i den nya produkten, medan vid kemisk återvinning försvinner flera kemikalier. "De processparametrar som har betydelse för kemikalieinnehållet i återvunnen material är temperatur, pH, lösningsmedel, tillsatser, UV- eller ozon-användning" (Naturvårdsverket, 2015). Andra parametrar som kan påverka innehållet av kemikalier är uppehållstid i processen, utbyten samt torrhalt i materialet. I nedanstående tabell sammanställs vilka kemikalier som kan finnas kvar i textilier efter kemisk eller termisk återvinning.

Tabell 27. Kemikalier som bedömts främst kunna finnas i återvunnen textil efter möjlig kemisk eller termisk återvinning (Källa: Naturvårdsverket, 2015).

Textil	Kemisk återvinning	Termisk återvinning
Polyamid	Azobaserade färgämnen Metallkomplex Toxiska metaller Nedbrytningsprodukter Biocider	Ej aktuellt
Polyester	Nedbrytningsprodukter (främst PAH)	Azobaserade färgämnen Optiska vitmedel Per- och polyfluorerade ämnen Toxiska metaller Icke halogenerade flamskyddsmedel Nedbrytningsprodukter Biocider
Cellulosa	Toxiska metaller Oorganisk fosfor	Ej aktuellt
Ull	Ej aktuellt	Ej aktuellt

Ibland kan även särskilt farliga kemikalier som används som stöd i tillverkningsprocessen återfinnas i textilier (max 5 % av totala plaggets vikt) t.ex. nonylfenol och nonylfenoletoxilater. Även om det anses att dessa kemikalier vanligen tvättas ur varorna innan de når konsumenterna så förekommer NP och NPEO relativt allmänt i t.ex. kläder (avsnitt 5.11).

Sammanfattningsvis är återvinningen av textilier idag begränsad och därför är även kunskapen om olämplig återvinning liten eller obefintlig. Avlagda textilier läggs huvudsakligen i restavfallet och största delen går till förbränning med energiutvinning. En mindre del av textilavfallet återvinns mekaniskt i Europa eller Asien.

Flera av de särskilt farliga ämnen som behandlas i rapporten kan påträffas i kläder och hemtextilier, liksom även många andra kemikalier. Användningen av vissa ämnen såsom t.ex. perfluorerade ämnen är främst knuten till en viss funktion hos textilen och förekommer därför inte allmänt i textilier. Andra ämnen såsom t.ex. azobaserade färgämnen kan förekomma i samtliga typer av textilier.

Vid mekanisk återvinning av textilier blir tillsatta kemikalier kvar i återvunnet material, medan vid kemisk återvinning så försvinner flera kemikalier med undantag av t.ex. azobaserade färgämnen och metaller.

Det finns ett kontrollsystem för kemikalier i kläder som regleras av lagstiftning men även en frivillig utökad begränsning och kontroll av kemikalier där i stort sett samtliga SFÄ som behandlas i denna rapport ingår. Samma kontroll gäller för återvunnet material som för nytt material.

Globalt finns en marknad för återvunnen textil. Det stora antalet ämnen som kan förekomma i kläder och att farliga ämnen idag kan påträffas i nya kläder i oacceptabla halter motiverar en utökad kontroll, oaktat om det är nya eller återvunna textilier.

## 6.5 Tidningspapper

### 6.5.1 Material och mängder

Alla tidningar som samlas in i Sverige skickas för återvinning i Sverige och inte till utländska anläggningar (FTI muntl). Den insamlade mängden tidningspapper minskar på grund av att vi läser allt mindre tryckta tidningar. År 2014 materialåtervanns 284 000 ton tidningar i Sverige (FTIs återvinningsresultat 2014) vilket är betydligt lägre än t.e.x år 2009 då 420 000 ton återvanns (Naturvårdsverket, 2014). Vi saknar uppgifter om hur mycket tidningspapper som sattes på marknaden i Sverige 2014, men år 2009 var det 460 000 ton vilket gav en återvinningsgrad på ca 90% (Naturvårdsverket, 2014).

### 6.5.2 Insamling av avfall

Insamlingen av tidningspapper hanteras av Pressretur. Motsvarande bolag finns för de fyra förpackningsslagen (Glas, Metall, Papper och Plast). Tillsammans samordnar de sitt arbete genom det samägda bolaget FTI. Samarbetet hanterar bland annat insamlingen av tidningar och förpackningar via återvinningscentraler, fastighetsnära insamling eller återvinningsstationer. Från insamlingsplatsen transporteras tidningspappret till så kallade områdessorteringsanläggningar för sortering enligt den Europeiska standarden EN643. Här bortsorteras bl.a. plast, metall och förpackningspapper genom

mekanisk och manuell sortering, varefter returpappret distribueras vidare till olika pappersbruk för återvinning (FTI muntl).

### 6.5.3 Behandling och återvinning

Tidningspappret återvinns och används till att göra tidningar, kataloger, reklamtryck, toapapper och hushållspapper. (FTI muntl). Ett exempel är Mätsä pappersbruk som producerar toapapper och hushållspapper utifrån återvunnet tidningspapper, kontorsmaterial ("office waste") och wellpapp.

För att få bort kemikalierna som förekommer i bland annat trycksvärtan tvättas det inkomna pappret efter att det har lösts upp till en pappersmassa. De hydrofobiska partiklarna tas bort med trycksvärtan i en flotationsprocess och de lösta ämnena tvättas bort i ett vattensystem. Massan bleks sedan med väteperoxid för att få bort kvarvarande färg.

Enligt Mätsä utgör förekomsten av farliga kemikalier i returpappret inget problem för produktionen av hushålls- och toapapper i och med att eventuella förekomster av särskilt farliga ämnen tvättas bort. Problemet med returpappret är snarare förekomsten av lim i exempelvis kuvert och kuvertfönster. Limmet skapar problem då det kommer med pappersmassan och fastnar i pappersmaskinen och gör små hål i pappret.

### 6.5.4 Farliga ämnen

Vid produktion av toapapper vid Mätsä sker kemiska kontroller av bland annat formaldehyd, optiska blekmedel, fenoler, PCB och mögel. Då Mätsäs toapapper är Svanenmärkt är det huvudsakligen dessa kriterier som styr vilka ämnen som analyseras hos Mätsä. För kontroll av hushållspapper använder branschen främst den tyska lagstiftningen (BfR XXXVI), eftersom det saknas en harmoniserad europeisk lagstiftning kring papper och pappersprodukter i kontakt med livsmedel.

Varken FTI eller Mätsä upplever farliga ämnen som ett problem vid återvinningen av tidningspapper. Tryckfärgen är det som innehåller giftiga ämnen, men den tvättas bort vid återvinningen. Det har förekommit en debatt i media om att trycksvärta skulle kunna innehålla bisfenol A, men inga uppgifter om detta från pålitliga källor har kunnat hittas i denna studie. Kemikalieinspektionen nämner inte tidningspapper i sin omfattande utredning om BPA (KemI, 2011).

Alla tidningar som samlas in och lämnas för återvinning i Sverige i dag återvinns i Sverige och inte utomlands. År 2014 materialåtervanns 284 000 ton tidningar. Återvunna tidningar blir bland annat nya tidningar samt toa- och hushållspapper. Ingen "downgrading" sker alltså vid återvinningen.

Det har i denna undersökning inte framkommit några studier som tyder på att några av de farliga ämnen som studerats i denna rapport påträffats i tidningspapper. Kemikalier vid återvinningen av tidningspapper till nytt tidningspapper eller till hushålls- eller toapapper bedöms inte vara ett problem i och med att kemikalierna är lätta att särskilja från fibrerna via flotation eller tvättning. Kontroll av ämnen i produkterna sker också innan de återvunna material sätts på marknaden.

## 6.6 Bygg och rivningsavfall

### 6.6.1 Material och mängder


Byggsektorn ger upphov till den största mängden avfall i Sverige, näst efter gruvsektorn, totalt 7,7 miljoner ton. Av dessa utgjordes 2012 ca 900 000 ton av farligt avfall, vilket framförallt bestod av förorenade jordmassor, betong och sten (Naturvårdsverket 2012). Även det icke farliga avfallet bestod till största del, 5,6 miljoner ton, av jord- och muddermassor. De vanligaste sätten att hantera jordmassor är återanvändning i anläggningsprojekt eller deponering. Föroreningsaspekterna hanteras t.ex. enligt Naturvårdsverkets handbok 2010:1. Muddermassor materialåtervinns i vissa fall direkt eller efter stabilisering och solidifiering, men i många fall dumpas massorna. I de flesta fall är detta tillståndpliktiga verksamheter, och farliga ämnen hanteras inom tillståndet.

Blandat bygg- och rivningsavfall uppgick till 700 000 ton, trä till 300 000 ton och metaller till 140 000 ton. Materialgruppen "plast" från bygg- och rivningssektorn bedöms uppgå till 43 000 ton årligen. En majoritet av plastavfallet hanteras som brännbart avfall tillsammans med andra materialslag, bl.a. beroende på att det inte sorteras i tillräckligt hög grad för att möjliggöra materialåtervinning (se nedan). Det finns uppgift om att 150 ton hanteras som utsorterad plast, och då är det troligtvis främst i form av krymp- och sträckfilm (SMED, 2012a).

Den avfallsström som vi valt att studera extra från bygg- och rivningsbranschen är PVC-material, vilket motiveras av stora volymer, viss möjlighet till utsortering samt att det är en komplex materialgrupp som ofta innehåller farliga kemikalier. Det säljs idag ca 106 000 ton PVC på den svenska marknaden varje år. Vi saknar uppgifter om hur mycket av denna PVC som används inom byggbranschen, men på Europeisk nivå utgör PVC det dominerande plastslaget i byggsektorn (Plastics Europe, 2014). I och med att innehållet av tillsatskemikalier i PVC har varierat över åren och även idag varierar beroende på applikation, producent, tillverkningsland och den lagstiftning som råder i respektive region, finns det många potentiellt skadliga ämnen att ta hänsyn till vid omhändertagande av PVC-material, särskilt från en äldre byggnad.

### 6.6.2 Insamling av avfall

Sortering och insamling av bygg- och rivningsavfall skiljer sig åt från olika projekt beroende på platstillgång, kunskap och tidspress. De riktlinjer som Kretsloppsrådet har utvecklat avseende källsortering, anger att man på en basnivå bör upprätta en fraktion med utsorterad plast (Resurs- och avfallsriktlinjer 2015). En mer ambitiös sorteringsmodell innebär sortering på mjuk- respektive hård plast men inte separering utifrån plastslag. I praktiken sorteras i princip all plast i bygg- och rivningsprojekt i en blandad brännbar fraktion. Det förekommer dock att t.ex. sträckfilm sorteras ut. Annars är det ovanligt att plast utgör en egen fraktion inom bygg- och rivningsprojekt (SMED, 2012a). Även återvinningsföretaget SUEZ bekräftar denna bild och hänvisar till att för sortering av krymp- och sträckfilm finns en ekonomisk vinst som är relativt stor (personlig kontakt SUEZ). Som anledning till att inte mer sorteras hänvisas till platsbrist, tidspressade produktionsstider och invanda rutiner.

Uppdragsnr: 10219037	Särskilt farliga ämnen, avfall och materialåtervinning	
Daterad: 2016-02-04		

Vid byggproduktion uppstår en del PVC-material i form av installationspill som inte är blandat med andra material, vilket ger bra möjligheter till materialåtervinning. Det finns tillverkare av plaströr, plastgolv och takduk som har gått samman i olika samarbeten för att hantera insamling av spill för sina egna produkter (Resurs- och avfallsriktlinjer 2015).

Rör och rördelar i plasterna PVC, PE och PP från ett antal tillverkare samlas in via Nordiska Plaströrgruppen som sedan sorterar, tvättar och återvinner materialet ([www.npgsverige.se](http://www.npgsverige.se)). Såväl spill från anläggningsarbeten som äldre rör från rivningsprojekt samlas in via systemet (personlig kontakt). Detta system är ekonomiskt gynnsamt för projekt som har nära geografiskt läge till någon av de sju insamlingsstationerna i landet. Annars tar transportkostnaden ut den lägre kostnaden för det inlämnade materialet. Även en avvägning mellan nedlagd tid för sortering och kostnad/ersättning för det inlämnade materialet behöver göras (Personlig kontakt SUEZ).

Palleballage och transportfilm är andra plastmaterial som lämpar sig väl för separat omhändertagande. Dessa kan hämtas på byggarbetsplatsen och fraktas till återvinningsföretag som tvättar och maler ner materialet för materialåtervinning ([www.sita.se/guider-och-blanketter/avfallsetsresa](http://www.sita.se/guider-och-blanketter/avfallsetsresa), 2012-05-04).


Material från privatpersoners ombyggnadsprojekt hamnar på kommunens återvinningsstationer och går därför inte att särskilja från annat grovavfall från hushåll.

### 6.6.3 Behandling och återvinning

Enligt EU:s avfallsdirektiv ska återanvändning, materialåtervinning och annan återvinning av icke farligt avfall från bygg- och rivningssektorn öka till minst 70 vikt-% fram till år 2020. De största mängderna avfall från bygg- och anläggningssektorn användes under år 2011 som konstruktionsmaterial, återfyllnad och täckning av deponier. En stor mängd muddermassor dumpades till havs och stora mängder jord, betong och sten deponerades, ca 1,6 miljoner ton (Naturvårdsverket, 2014).

Installationspill av golv- och väggmaterial av PVC från ett antal leverantörer tas omhand för materialåtervinning. Även takdukar tillverkade i PVC av vissa fabrikat ingår i ett insamlingssystem, Roofcollect, som tillvaratar såväl installationspill som uttjänta takdukar. Denna produktkategori anses lämpa sig väl för återvinning eftersom de är löslagda och endast mekaniskt infästa (Resurs- och avfallsriktlinjer vid byggande och rivning, 2015 Sveriges Byggindustrier).

Vid återvinning av produktionspill från t.ex. tillverkning av mattor strävar man efter att hantera respektive leverans skilt från andra för att på ett effektivt och säkert sätt behålla kunskapen om innehållet. Denna information behövs i nästa steg då det återvunna materialet säljs till materialtillverkare. Återvunnen PVC från tillverkningsindustrin kan exempelvis användas i applikationer som trädgårdsslangar. Den återvunna PVC som ingår i plastfraktionen från kabelgranulering är en polymerblandning där PVC utgör den största fraktionen. Detta material är det betydligt svårare att få avsättning för p.g.a. dess heterogenitet. Endast användningsområden med låga krav på specifika egenskaper är lämpliga, t.ex. produkter inom trafikreglering (fundament till tillfälliga vägs skyltar) (Personlig kontakt med branschrepresentant).

Uppdragsnr: 10219037	Särskilt farliga ämnen, avfall och materialåtervinning	
Daterad: 2016-02-04		

Det finns endast ett fåtal aktörer som deltar i PVC-återvinningskedjan i Sverige idag. De hanterar ca 500 ton PVC produktionsspill från t.ex. golvindustrin och 2-3000 ton kabelgranulat som till stor del utgörs av PVC, per år. Trenden visar på minskande mängder (personlig kontakt med branschrepresentant).

#### 6.6.4 Farliga ämnen

PVC-material som uppkommer som avfall inom byggindustrin kan bl.a. innehålla bly, utfasade ftalater, NFE, SCCP och DBT/DOT. Även asbest användes förr i äldre mattor som armering och för att öka slitstyrkan. Förekomsten av asbest råder det relativt stor okunskap om vilket leder till att PVC inte alltid provtas med avseende på asbest ens vid de ombyggnationer där en inventering genomförs.

Äldre produkter skulle kräva en omfattande provtagning för att säkerställa att de inte innehåller SFÅ. Av detta skäl samt på grund av att kunder för återvunnen PVC ställer vissa krav på innehåll, fokuserar återvinningsindustrin idag sin PVC-återvinning på produktionsspill från tillverkningsindustrin (Personlig kontakt med branschrepresentant).

PVC som material har under åren genomgått en utveckling i fråga om vilka tillsatser som används. Bly har förekommit, och förekommer än idag i PVC-produkter tillverkade utanför Norden, i pigment och stabilisatorer. Även kadmium och bromerade flamskyddsmedel har tidigare använts i PVC-material (Resurs- och avfallsriktlinjer vid bygande och rivning, 2015 Sveriges Byggindustrier) men kadmium började fasas ut inom EU redan 2001 (avsnitt 5.5.2). Industrin inom EU har arbetat för att fasa ut bly i stabilisatorer under 2000-talet. En studie där PVC-rör från den polska marknaden analyserades har visat att de kan innehålla såväl DBT och TBT (Kowalska et. al. 2011)

PVC-golv innehåller alltid mjukgörare och vanligen utgörs dessa av ftalater. Tidigare dominerade DEHP men inom EU har man successivt ersatt denna med t.ex. DINP. Vid ombyggnationer är det vanligt att nya mattor läggs ovanpå de gamla för att minimera arbetsinsatsen på kort sikt. Det finns därför en stor risk att blandade PVC-material från rivningsprojekt skiljer sig i ålder med flera decennier och därmed innehåller ämnen med stor variation, där flera kan vara klassificerade som miljö- och hälsofarliga. DEHP är klassificerat som reproduktionsstörande.

Bromerade flamskyddsmedel är en annan grupp SFÅ som kan förekomma i byggmaterial, dock inte i PVC. Särskilt har penta-BDE använts i polyuretanskum (EU RAR, 2000). Men även deka-BDE, HBCD och HBCDD förekommer i isolermaterial av såväl EPS som XPS (KLIF, 2013; Palm m.fl., 2002). Cellplastisolering har de senaste åren fått ökad uppmärksamhet p.g.a. risk för CFC-innehåll och den särskilda hantering som detta kräver. Det finns idag en välutvecklad process för att hindra utsläpp av freoner från cellplast. Detta omhändertagande är dock inte anpassat till eventuell förekomst av flamskyddsmedel. 100 % av den insamlade plasten går till materialåtervinning inom Europa (personlig kontakt Svensk Freonåtervinning). Dessutom hanteras troligtvis de största mängderna cellplast fortfarande inte som CFC-avfall utan de förbränns eller materialåtervinns utan annan förbehandling. Vid eventuell materialåtervinning av dessa behöver flamskyddsmedlen beaktas.

Styv PVC med tennbaserade stabilisatorer används t.ex. i byggmaterial som ska användas utomhus och därför behöver skyddas mot UV-strålning eller höga temperaturer. Det gäller skivor, stuprör, plastisol för tak, dörrar, avlopps- och vattenrör, stuprännor, fönster, rullgardiner mm.

BPA förekommer bl.a. som ytbehandling/lagning av vatten- och avloppsledningsrör. Vid materialåtervinning av äldre järnrör med relining hettas materialet dock upp till en temperatur som innebär att BPA destrueras.

Det finns uppgifter om att SCCP och DBT-föreningar används i fogmassor och färger, men de materialgrupperna bedöms inte lämpa sig för materialåtervinning varför det inte innebär en risk för återcirkulering av SFÅ i det sammanhanget.

Produkter av PUR-skum innehåller någon form av flamskyddsmedel, vanligtvis TCPP eller halogenbaserat. Men inte heller PUR är ett material som materialåtervinns i någon större utsträckning, inom Europa åtminstone.

Sammanfattningsvis är byggbranschen en mycket material- och kemikalieintensiv bransch där ökad materialåtervinning vore positivt ur resursperspektiv. Området är alltför stort för att kunna belysas i en större omfattning i denna utredning, men vi har fokuserat på PVC som är det dominerande plastslaget i byggbranschen.

Det finns potential att sortera ut vissa fraktioner vid nybyggnation, renovering och rivning. I Sverige sker idag en mindre materialåtervinning av PVC från kabelisolering. Det bedöms dock vara en betydande risk att både mjukgjord och styv PVC innehåller särskilt farliga ämnen. Det faktum att kemikalietillsatser varierat över tid och att material från renovering och rivning kan vara av hög eller okänd ålder innebär en extra osäkerhet kring kemikalieinnehållet i PVC. Därför är det främst produktionsspill samt krymp- och sträckfilm som bedöms lämpligt för att återvinna.

## 6.7 Däck


### 6.7.1 Material och mängder

Moderna bildäck består av gummi (både naturligt och syntetiskt) men även av andra material. Denna genomgång avser enbart gummi som enligt en undersökning 2001 utgjorde ca 40 % av däckens vikt (Kemi PM 2/06).

### 6.7.2 Insamling av avfall

Insamling av bildäck sker genom Svensk Däckåtervinning AB (SDAB) och år 2012 insamlades knappt 78 000 ton bildäck vilket motsvarade en samlingsgrad på nära 100% (Naturvårdsverket, 2014). För år 2014 var volymen knappt 82 000 ton, enligt information från SDAB till Naturvårdsverket.



Uppdragsnr: 10219037	Särskilt farliga ämnen, avfall och materialåtervinning	
Daterad: 2016-02-04		

### 6.7.3 Behandling och återvinning

SDAB har rapporterat till Naturvårdsverket hur stora volymer som återvinns och på vilket sätt (SDAB, 2015). Andelen som går till energiåtervinning har minskat under perioden 2010-2014 medan materialåtervinning ökat: år 2014 var framställning av pulver och granulater den största enskilda posten (43%). Granulaten används främst till konstgräsplaner och asfaltblandningar. Omkring 10-20% används också som "materialersättning" i infrastrukturprojekt och 6% används till sprängmattor. Sammantaget är det omkring 60% som materialåtervinns.

Gummit i bildäck kan också materialåtervinnas genom regummering men det utgör endast en liten andel av den svenska däckinsamlingen.

### 6.7.4 Farliga ämnen

Det förekommer ett stort antal kemikalier vid däcktillverkning (Kemi PM 2/06) och det kan vara betydande variation mellan olika tillverkare. Informationen är vanligen inte tillgänglig till följd av affärssekretess (Chemrisk, 2008). Många av de kemikalier som används vid tillverkning av bildäck är reaktiva, dvs tillsätts som t.ex. accelerators, antioxidanter eller vulkaniseringsmedel och omvandlas därför huvudsakligen till polymerer (Chemrisk, 2008). Huruvida dessa ämnen skulle kunna återbildas vid eventuell materialåtervinning är en komplex fråga som sannolikt varierar från ämne till ämne och beror på hur återvinningen sker. Rent mekanisk återvinning torde inte medföra att monomerer återbildas. Vissa reaktiva ämnen förefaller även förekomma som monomerer, eller som omvandlingsprodukter i monomerform, t.ex. olika varianter av bensotiazoler (t.ex. Kumata m.fl., 2002; Chemitecs, 2012).

Med avseende på materialåtervinning bedöms de s.k. stabila tillsatskemikalierna vara intressanta. Även för dessa är dock kunskapen om förekomst och halter i däck mycket sparsam. Några ämnesgrupper som pekats ut av Kemi pm 2/06 och Chemrisk (2008) är PAH i s.k. HA-oljor samt ftalater. Även oktylfenol har nämnts som en tillsats i däck.

HA-oljor förbjöds inom EU 2010 (se avsnitt 5.6). Kemikalieinspektionen gjorde 2012 kontroll av dokumentationen i denna fråga hos 26 företag som importerade däck. De skulle redovisa hur de säkerställde att däcken de importerade uppfyllde kraven i Reach avseende HA-oljor. Svaren var väldigt varierande och eftersom de inte finns några krav i lagstiftningen på rutiner eller dokumentation drevs frågorna inte vidare. Syftet var delvis att sprida information till företag om regeln och göra dem uppmärksamma på att de bör ställa krav på sina leverantörer. Sedan dess har Kemikalieinspektionen inte gjort några kontroller på däck. En undersökning omfattande 12 EU-länder visade att 4% av undersökta däck överträdde kraven på HA-oljor (ECHA, 2013). Den europeiska däckbranschen ETRMA undersökte också däck insamlade i slutet av 2010 och början av 2011 och här var det 11% som inte klarade kraven. Kraven var dock relativt nya vid detta tillfälle.

Enligt Kemikalieinspektionens genomgång av ftalater så är det oklart om och i vilken utsträckning ftalater används i bildäck numera, även om vissa aktörer tydliggör att ftalater inte används på den Europeiska marknaden (Kemi Rapport 4/15).

Sammantaget är kunskapsläget om särskilt farliga ämnen i däck bristfälligt. Det är känt att många kemikalier används i dessa gummiformuleringar, men tillgängliga data är i hög grad gamla. Däck som tillverkades tidigare än förbudet mot HA-oljor trädde i kraft (2010) bör inte materialåtervinnas alls. För modernare däck saknas de data som krävs för att bedöma om materialåtervinning av däck är lämpligt eller ej, med avseende på förekomst av särskilt farliga ämnen.

## 6.8 Samlat om plaster

### 6.8.1 Inledning om plast

Plast framstår i denna utredning som en heterogen materialgrupp där många förutsättningar för materialåtervinning är uppfyllda men där det också finns många delströmmar som innehåller särskilt farliga ämnen. Då plaster diskuteras inom många av ovanstående varugrupper ges i detta avsnitt en syntes.

Många plaster kan designas specifikt för enskilda tillämpningar. Det kan innebära att man ger plasten särskilda funktioner med hjälp av tillsatskemikalier. Exempelvis behöver lättantända plaster flamskyddas och PVC i utomhusapplikationer kan behöva ämnen som stabiliserar mot nedbrytning från UV-strålning. Denna utredning har huvudsakligen inriktats mot ämnen som är klassade som särskilt farliga. Det finns exempel på att när ämnen blivit klassade som SFÄ så ersätts de med andra ämnen vars egenskaper inte är lika väl utvärderade. Ett exempel är att bromerade difenyletrar ersätts med andra bromerade flamskyddsmedel i elektronikplast, eller med fosforbaserade flamskyddsmedel i textilier. Om man ur kemikalieperspektiv ska bedöma en viss plastics lämplighet för materialåtervinning så bör man därför inte bara söka enskilda särskilt farliga ämnen, utan även beakta vilka särskilda funktioner som en viss plastström har.

En skattning av svensk konsumtion av olika plastslag finns återgiven i SMED 2012, utifrån uppgifter på EU-nivå (från Plastics Europe). En jämförelse visar att den svenska plastkonsumtionen motsvarar omkring 2% av den inom EU. Utifrån denna andel har användning av fler plasttyper än vad som anges av SMED skattats. Uppgifter redovisas i Tabell 28 tillsammans med uppgifter om återvinning. Det finns numera teknik som kan separera över 20 olika plastsorter. MBA Polymers, som är en stor internationell aktör, producerar bl.a. återvunnen plast av ABS, HIPS, HDPE och PP. Uppgifter om huruvida materialåtervinning är tekniskt möjligt baseras också på uppgifter från KLIF (2013).

På den europeiska marknaden är förpackningsindustrin det segment som efterfrågar störst mängd plast, ca 40 %, följd av "andra sektorer" som uppgår till 22% och innefattar möbeltillverkning, hushållsföremål och idrottsutrustning. Därefter följer byggindustrin med ca 20 %, fordonsindustrin med ca 8 % och elektronik med ca 6 % (Plastics Europe, 2014).

Tabell 28. Skattad förbrukning av olika plaster i Sverige (bearbetat efter SMED, 2012 och Plastics Europe 2012) samt uppgifter om återvinning (KLIF, 2013). Våldigt lite av denna återvinning sker i Sverige.

Plasttyp	Ungefärlig svensk förbrukning, ton/år	Materialåtervinning
PP	167 000	Ja
LDPE	150 000	Ja
HDPE	106 000	Ja
PVC	106 000	Tekniskt möjlig; sker mycket marginellt
PS, HIPS	40 000	Tekniskt möjlig
EPS, XPS	28 000	Tekniskt möjlig
PET	53 000	Ja
PUR	62 000	Nej (feedstock recycling)
ABS	16 000	Ja
PA	20 000	Tekniskt möjlig
PC	14 000	Tekniskt möjlig

### 6.8.2 Exempel på SFÄ vid plaståtervinning

Såsom framgår av tidigare avsnitt i detta kapitel finns flera exempel på materialåtervinning av plast som är kontrollerad avseende SFÄ och även vissa andra kemikalier. Det gäller t.ex. vissa frivilliga system inom elektronikbranschen, men framförallt inom förpackningar. Men det är också inom plastsegmentet som vi funnit påtagliga exempel på materialåtervinning där särskilt farliga ämnen återcirkuleras oavsiktligt. Här följer några exempel som nästan uteslutande rör flamskyddsmedel.

Nya produkter inom grupperna elektronik, gardiner, tapeter och byggmaterial inköptes på den Japanska marknaden. Många av proven innehöll nyare bromerade eller fosforbaserade flamskyddsmedel. Men samtliga prov innehöll också äldre bromerade flamskyddsmedel såsom PBDE eller HBCD i låga nivåer som var otillräckliga för att ge flamskydd (Kajiwara mfl., 2008). Detta tolkades som inslag av återvunnen flamskyddad plast.

Videokassetter tillverkade i Kina och Korea innehöll flera olika bromerade flamskyddsmedel. Dekabromerade dominerade i halter som ofta var högre än 0,1% men som mest 0,67% men varje prov innehöll också andra bromerade flamskyddsmedel såsom TBBPA och HBCD. Dessa halter var genomgående långt under vad som krävs för brandskydd och författarna förklarade förekomsten med återvunna kåpor från TV-apparater (Hirai och Sukai, 2007).

Bromerade flamskyddsmedel som är typiska för elektronik påträffades i 10 produkter i svart plast som kommer i kontakt med livsmedel. Föremålen var vanliga köksredskap

samt s.k. termokoppar för varma drycker (Puype m.fl., 2015). 7 av de 10 föremålen innehöll bromerade flamskyddsmedel i halter lägre än vad som krävs för flamskydd. Som ytterligare bevis för elektronikursprunget förekom också sällsynta jordartsmetaller, typiska för elektronik, i just de produkter som innehöll bromerade ämnen.

Leksaker av plast på Kinesiska marknaden innehöll främst deka-BDE men även penta-BDE och andra bromerade flamskyddsmedel såsom PBB och Dekabromdifenyletan (Chen m.fl., 2009). Halterna var högre i hårdplast än i mjukplast och generellt lägre i "mjukis-leksaker". I huvudsak var halterna lägre än gränsvärdena i RoHS (0,1%) vilket liksom ovan givna exempel tyder på att ämnena inte var avsiktligt tillsatta.

### 6.8.3 PVC

PVC är en av de plaster som används i störst mängder i Sverige. Materialet är genom val av olika tillsatser flexibelt och förekommer i många olika former beroende på tillämpning. Byggnadsindustrin är den dominerande sektorn (Kemi 4/15; Plastics Europe, 2014). Om man önskar öka återvinningen av PVC är alltså byggnadssektorn viktig. Såsom beskrivs i avsnitt 6.6 sker endast liten insamling av PVC inom bygg- och rivningssektorn.

Det sker också åtminstone i Sverige en relativt liten materialåtervinning av PVC. Enligt muntlig uppgift från IKEM återvinns idag 3000 ton PVC i Sverige och Stena Recycling anger att man har en process för att återvinna PVC från kablar (Stena REcycling, 2014). Den återvunna PVC-plasten blandas med ny PVC och används till ny kabelisolering.

En huvudindelning av PVC med avseende på tillsatskemikalier är om den är mjukgjord eller styv. Globalt är ungefär 35 % av all PVC mjukgjord (s.k. flexibel PVC) och inom EU utgör ungefär 85% av mjukgörarna någon typ av ftalater. Inom EU dominerar DINP, DIDP och DEHP som mjukgörare. Det förekommer också andra mjukgörare såsom adipater, tereftalater, och fosfater (information från Plasticizers.org). Det är därför inte troligt att insamlad mjuk PVC kan vara ftalattri.

Exempel på användningsområden för mjuk PVC är i första hand byggsektorn men det används även i fordon, i kabelisolering, i vissa förpackningar till livsmedel och mediciner, leksaker och babyartiklar, i kläder med tryck, i skor samt i vissa gummiartiklar (Kemi 4/15.).

PVC kan också innehålla stabilisatorer med kadmium och bly även om denna användning minskat. Trots att den europeiska PVC-branschen fasade ut kadmium redan 2001 påträffas kadmium i t.ex. förpackningar av PVC. Sannolikt är dessa förpackningar tillverkade utanför EU.

Styv PVC innehåller inte mjukgörare (eller möjligen i låga halter). Dock innehåller PVC även andra tillsatskemikalier. Av de ämnen som studerats i denna utredning är tennorganiska värme- och UV-stabilisatorer (DBT, DOT) förekommande främst i styv PVC. Genomgången i kapitel 5.8 visar att styv PVC innehållande tennorganiska stabilisatorer används inom många vitt skilda tillämpningar. Det är mycket möjligt att många användare inte är medvetna om att PVC innehåller tennorganiska ämnen. Om större insam-

lingssystem för styv PVC skulle etableras inom byggnadsbranschen bedöms det mindre troligt att tennorganiska ämnen kan undvikas.

På grund av PVCs komplexa historia med olika tillsatskemikalier rekommenderas att man skiljer på PVC i bygg- respektive rivningsavfall om materialåtervinning ska stimuleras. Vi rekommenderar generellt inte materialåtervinning av PVC från rivningsavfall. Återvinning av material eller spill från nytillverkade produkter och från tillverkare med tydlig och godkänd kemikaliedeklaration av använda tillsatskemikalier bör uppmuntras och underlättas. Det förutsätter att information om materialens innehåll finns tillgängligt och att dessa tillverkare anslutit sig frivilligt till ändamålsenliga samverkansorganisationer. För att kunna tillvarata PVC som en resurs i form av återvunnet material behöver rekommendationer och förutsättningar på en än mer detaljerad nivå tas fram, t.ex. bör mjuk- respektive hård PVC hanteras separat. Det ska också noteras att efterfrågan av återvunnen PVC kan vara begränsad. Exempelvis uttrycker Electrolux i sitt regelverk för kemikalier i återvunnen plast att man inte godkänner återvunnen PVC.

I Avfallsförordningens Bilaga 1 (SFS 2011:927) finns en förteckning över egenskaper som definierar när ett avfall ska anses vara farligt avfall. I denna förteckning tas t.ex. egenskaperna H7 Cancerframkallande, H10 Reproduktionstoxiskt och H13 Allergiframkallande upp. De haltgränser, för ämnen med dessa egenskaper, som anges i förordningen tolkas av författarna som att en PVC-matta mjukgjord med DEHP ska hanteras som ett farligt avfall den dag den kasseras. De normala halterna en mjukgörare förekommer i är 20-50 % vilket med råge överstiger gränsvärdet på 0,5 % för ett ämne som, likt DEHP, är skadligt för fortplantningen (kategori 1 eller 2)<sup>5</sup>. Författarna anser att detta borde vara en tydlig signal om att äldre PVC-material bör destrueras snarare än återvinnas.

#### 6.8.4 PS, HIPS

De typer av polystyren som diskuteras i denna rapport är HIPS samt EPS/XPS som beskrivs i nästa avsnitt. Hur stor andel av den angivna svenska användningen PS+HIPS (40 000 ton/år) som utgörs av HIPS är inte känt. HIPS är en vanlig plast inom elektronik, t.ex. i kåpor och höljen till olika apparater.

Då den årliga insamlingen av elektronikplast är omkring 34 000 ton/år kan det skattas att 10 000-15 000 ton HIPS insamlas. Så vitt känt sker ingen materialåtervinning av HIPS i Sverige men exempelvis MBA Polymers har på flera håll i världen anläggningar för materialåtervinning av HIPS från utjänt elektronik.

Inom elektroniktillämpningar är HIPS ofta flamskyddad. Under det senaste 10-15 åren har det i viss grad skett en övergång från HIPS till mindre eldfångda blandpolymerer

---

<sup>5</sup> Bilaga 1 i avfallsförordningen upphör att gälla fr.o.m. 1 januari 2016 vilket leder till att EU-förordningen nr 1357/2014 Bilaga III träder i kraft. Bilaga III redovisar likt Bilaga 1 i avfallsförordningen egenskaper och halter som gör att avfall klassificeras som farligt avfall. Här är definitionen något skärpt avseende t.ex. DEHP som är reproduktionstoxiskt 1B, genom att halter över 0,3 % av ämnet leder till att avfall klassificeras som farligt.

såsom PPO-PS, där flamskyddskraven kan uppnås med fosforbaserade istället för bromerade flamskyddsmedel (Schlummer m.fl., 2007). Användning av återvunnen flamskyddad HIPS har föreslagits som förklaring till påvisade låga halter av bromerade flamskyddsmedel i olika konsumentprodukter (se avsnitt 6.8.2).

Vi har inte funnit några uppgifter som visar om tekniken där flamskyddade plaster separeras bort på basis av högre densitet även fungerar för HIPS. Men eftersom HIPS också används i stora och lättseparerade material såsom kåpor borde innehållet av flamskyddsmedel kunna detekteras med hjälp av XRF-analys av brom och fosfor. Därmed bedöms det finnas en potential att återvinna HIPS som inte är flamskyddad. I vilken grad detta redan görs i befintliga svenska återvinningssystem är okänt, bl.a. till följd av att verksamheten i så fall är belägen utanför Sverige.

### 6.8.5 EPS, XPS

EPS och XPS utgör olika typer av cellplaster som används inom byggbranschen, anläggningsarbeten och i vissa förpackningar. Den årliga användningen i Sverige uppgår till ca 28 000 ton. Dessa material används oftast i mycket långlivade produkter och vi saknar uppgifter om dessa plasters förekomst i avfallsledet.

EPS och XPS har i vissa kvaliteter varit flamskyddade med HBCD och deka-BDE (se t.ex. Palm m.fl., 2002). EPS-plast tillverkade efter ca 2005 innehåller inte HBCD och även tidigare bara en liten andel. XPS kan till större utsträckning ha varit flamskyddad. Produktionsspill bör därför kunna återvinnas, medan äldre material från rivning eller renovering inte bör återvinnas utan ytterligare kontroller.

### 6.8.6 PUR

PUR finns liksom PVC i både styv och mjuk form. Den svenska användningen har skattats till 62 000 ton/år vilket är ett relativt stort flöde. Mjuk PUR, s.k. PUF, används i hög grad i stoppning och klädsel i fordon men också i möbler, madrasser mm. Polymeren kan dock inte materialåtervinnas annat än att användas som reduktionsmedel vid s.k. *feedstock recycling* vid utvinning av metaller ur malm.

Mjuk PUF är åtminstone i vissa länder ofta flamskyddad, tidigare med penta-BDE och nu ofta med fosforbaserade flamskyddsmedel. Om teknisk utveckling skulle medföra att PUR genom kemiska metoder i framtiden kan materialåtervinnas, så är förekomsten av särskilt farliga ämnen såsom vissa flamskyddsmedel en viktig aspekt.

### 6.8.7 ABS

Den svenska användningen av ABS har skattats till ca 16 000 ton per år, vilket gör ABS till en av de mindre plastströmmarna. ABS används bl.a. till elektronik och fordon. Så vitt känt sker ingen materialåtervinning av ABS i Sverige men t.ex. MBA Polymers har flera utländska anläggningar för återvinning av "post consumer" ABS. Electrolux använder återvunnen ABS i vissa av sina produkter.

I elektronik behöver ABS normalt flamskyddas<sup>6</sup> men under det senaste 10-15 åren har det i viss grad skett en övergång från ABS till mindre eldfängda blandpolymerer såsom ABS-PC, där flamskyddskraven kan uppnås med fosforbaserade istället för bromerade flamskyddsmedel (Schlummer m.fl., 2007). I ren ABS används främst bromerade flamskyddsmedel men enligt EFRA är det främst modernare bromerade flamskyddsmedel än de som fokuseras i denna utredning. Dessa nyare flamskyddsmedel är inte klassificerade som särskilt farliga ämnen.

Enligt Leslie m.fl. (2013) bör densitetsbaserad separation ge god möjlighet att särskilja ABS med både bromerade och fosforbaserade flamskyddsmedel från ABS utan dessa ämnen. I de fall förbehandling av avfall innefattar den processen så bör ABS alltså kunna återvinnas utan särskilda problem med särskilt farliga ämnen.

### 6.8.8 PE

Polyeten finns i två huvudsakliga former (LDPE och HDPE) som tillsammans utgör den största plastströmmen. Det dominerande användningsområdet är förpackningar som har mycket kort omsättningstid i samhället. Insamling och materialåtervinning sker av plastförpackningar i Sverige, även om det troligen sker viss export av utsorterade plastsorter för slutlig framställning av återvunnen plastråvara.

Vi har i denna utredning funnit ett exempel på att PE kan innehålla särskilt farliga ämnen. Det är kadmium som tidigare kunde utgöra ett pigment i vissa färgade produkter av HDPE. Enligt KLIF (2013) kan PE i vissa elektroniska applikationer även innehålla flamskyddsmedel, men det är inget som uppmärksammas i vår genomgång av elektronik. Eftersom förpackningar är den huvudsakliga tillämpningen för PE bör ofärgade förpackningar av PE vara problemfritt för materialåtervinning med avseende på särskilt farliga ämnen.

---

<sup>6</sup> Information från EFRA, European flame retardant association.

## 7 JÄMFÖRELSE MED ANDRA FLÖDEN

Vid bedömning om hanteringen av en viss avfallström bör ändras, så är storleken på respektive avfallström en relevant aspekt. Avfallsflödernas storlek samt om det är förnyelsebara eller ändliga resurser kan användas som grova indikatorer på vilka resurser som kan besparas genom ökad materialåtervinning. De materialflöden som utreds i denna rapport varierar mellan några 1000 ton/år upp till drygt 500 000 ton/år (Tabell 20). Den största delströmmen som materialåtervinns är pappersförpackningar, som är ett förnyelsebart material. Av de fossila materialen dominerar plastförpackningar där omkring 70 000 ton återvinns årligen. Som jämförelse kan nämnas slam från kommunala avloppsreningsverk, där omkring 200 000 ton TS bildas årligen. Det organiska innehållet i slam är huvudsakligen av förnyelsebart ursprung.

Ur ett exponering- och riskperspektiv kan det också vara intressant att bedöma hur stora kemikalieflöden som går via vissa avfallsströmmar. Genomgången av de utvalda ämnens användning visar dock betydande svårigheter att kvantifiera deras flöden i olika avfallsströmmar. Detta beror på följande faktorer:

- Halterna i material, varor och avfallsströmmar är dåligt kända. Tillgängliga uppgifter visar ofta en variation på ca 5-10 gånger och ibland mer.
- Det finns sällan uppgifter om hur stor andel av olika varuflöden som innehåller de aktuella ämnena.
- Merparten av de utvalda ämnena är särskilt farliga ämnen och därmed ofta reglerade. Det innebär att varor som sätts på marknaden idag inte ska innehålla ämnena, eller att halterna ska vara lägre än t.ex. 0,1%. Detta krav gäller dock inte tillståndspliktiga kemikalier i varor som importerats till EU.
- Många avfallsströmmar består av en blandning med äldre material där ämnena kan förekomma och nya material där ersättningskemikalier förekommer. Ersättningskemikalierna kan i vissa fall ha likartade miljöegenskaper.
- Stickprovsundersökningar har visat att flera av dessa reglerade ämnen ändå kan förekomma i material.

Dessa svårigheter är väl kända och för att bättre kvantifiera flödena krävs väl utformade undersökningar på enskilda flöden. Exempelvis gjordes i Holland en undersökning av PBDE i plast och återvunnen plast inom fordons- och elektronikbranschen (Leslie m.fl., 2013). För att kunna kvantifiera flödena utfördes kemiska undersökningar enligt ett relativt omfattande provtagningsprogram av olika avfallsfraktioner. Denna typ av undersökningar kräver särskilda insatser som inte kunde omfattas i detta uppdrag, men som skulle vara ett bra stöd för att mer kvantitativt belysa avfallsströmmarna avseende särskilt farliga ämnen.

Av de olika kemikalier och materialflöden som diskuteras i denna rapport bedöms förutspåningarna att kvantifiera ftalater i PVC inom byggbranschen som relativt goda. Det kan utifrån tidigare redovisning antas att PVC utgör 50% av byggplast och att 35% av denna PVC är mjukgjord. Med en ungefärlig halt om 40% ger detta ett årligt flöde om ca 3000 ton ftalater.



För att jämföra med ett välkänt flöde kan ftalater i slam användas. DEHP har tidigare varit en dominerande ftalat i slam, men under senare år förekommer även DINP och DIDP i liknande haltnivåer. Halterna varierar dessutom mellan år och reningsverk men som ungefärligt medelvärde för summan av dessa ftalater kan 70 mg/kg ansättas. Slam motsvarar därmed en omsättning ftalater med ca 15 ton/år, vilket är ett litet flöde jämfört med omsättningen via PVC och PVC-avfall från byggbranschen. Jämförelsen har dock ingen direkt relevans för de risker dessa flöden utgör.

Exemplet med ftalater har inte heller en direkt koppling till materialåtervinning. Huruvida materialåtervinning skulle medföra att omsättningen av enskilda kemikalier i samhället ökar beror på hur materialet och tillsatskemikalierna hanteras. Ftalater i mjukgjord PVC är en mycket välkänd tillsats och om man skulle materialåtervinna mjuk PVC med ftalaterna bibehållna så tillsätts inte nya mjukgörare. Därmed borde sådan återvinning inte öka omsättningen av ftalater inom PVC.

Flertalet tillsatskemikalier förekommer dock i avsevärt lägre halter än ftalater, och har inte heller en lika intuitivt påtaglig effekt på materialets egenskaper. Exempen i kapitel 6.8.2 visar att bromerade flamskyddsmedel kan uppträda i varor med återvunna material. Eftersom halterna i dessa exempel är lägre än vad som krävs för att ge flamskydd är det uppenbart att varuproducenterna inte varit medvetna eller inte beaktat detta. Sådan förekomst av kemikalier i återvunna material kommer således medföra en totalt sett ökad användning av respektive kemikalie. Det har på basis av denna utredning inte varit möjligt att bedöma hur vanligt detta scenario är, eftersom det finns väldigt lite offentliga data på tillsatskemikalier i återvunna material.

## 8 EXPONERINGSRISKER

Att bedöma risker för hälsa och miljö från kemiska ämnen förutsätter goda kunskaper om ämnenas toxiska egenskaper samt kvantitativa uppgifter om den exponering som sker. Ämnenas toxicitet är inneboende egenskaper som inte påverkas av materialåtervinning. Exponeringen skulle däremot kunna påverkas av materialåtervinning och det är denna aspekt som diskuteras i detta kapitel. Diskussionen avgränsas till exponering via varor; arbetsmiljön i återvinningskedjan är också viktiga frågor men bedöms ligga utanför uppdragets avgränsningar.

En utgångspunkt är att exponering för kemikalier sker från användning i varor. Frågan är om ökad materialåtervinning kan medföra allmänt ökad exponering, eller främst en ökad osäkerhet genom att förekomsten av särskilt farliga ämnen i varor är (ännu) mer okontrollerad än om återvinning inte skulle ske? Exponering för kemikalier via varor kan t.ex. ske på följande sätt:

- hudkontakt med produkter
- inandning av damm och luft i bostäder och kontor
- köksredskap och plastmuggar, genom utlakning till livsmedel
- livsmedelsförpackningar, genom upptag i livsmedel
- kläder, genom hudkontakt

Det finns ett stort antal vetenskapliga studier som visar hur vi exponeras för t.ex. ftalater, perfluorerade ämnen, organosfoster, bromerade flamskyddsmedel mm genom ovanstående vägar, och inte minst genom damm (t.ex. Björklund m fl, 2009; Shoeib m.fl., 2005; Wilford m.fl., 2005; Mercier m.fl., 2011). Flera studier visar att intag via inomhusdamm kan vara en betydande exponeringskälla för barn vad gäller t.ex. vissa perfluorerade ämnen samt bromerade flamskyddsmedel. Barns exponering skiljer sig från den som vuxna utsätts för, och dessutom kan barn vara mer känsliga än vuxna för vissa kemikalier.

Att kvantifiera human exponering på teoretisk basis utifrån kunskap om halter i många olika varugrupper är ett omfattande arbete som ändå skulle medföra betydande osäkerheter. Dessutom skulle det i sig inte besvara frågan om materialåtervinningens betydelse för human exponering. Vi har därför valt att diskutera i vilken grad och under vilka omständigheter som materialåtervinning skulle kunna medföra en ökad exponering.

Om återvinning sker i slutna kretslopp, dvs om det återvunna materialet används i samma typ av varor, så förändras inte exponeringsförutsättningarna. Såsom diskuteras i kapitel 7 skulle materialåtervinning kunna leda till ökade halter i materialet, om tillsatskemikalien inte var känd i den återvunna råvaran och ämnet därför tillsattes på nytt. Två exempel på återvinning i slutna kretslopp är PET-flaskor och tidningspapper. I samband med de genomgångar av dessa återvinningskedjor som presenteras i kapitel 6 har sådana exempel med särskilt farliga ämnen inte påträffats. Vi har inte heller funnit några andra undersökningar av material som visar att detta förekommer.

Om materialåtervinning sker utan slutna kretslopp, vilket förefaller vara det vanligaste för olika plaster, så finns en risk att tillsatskemikalier dyker upp i varor där de inte är avsedda. I utredningen har en del exempel på oavsiktlig förekomst av särskilt farliga äm-

nen i varor påträffats (se avsnitt 6.8.2). I samtliga fall är användning av återvunnen plast från t.ex. elektronik en trolig förklaring. Halterna var i dessa fall många tiopotenser lägre än de halter som förekommer där ämnena används avsiktligt, och ofta lägre än gränsvärdena enligt RoHS. Det betyder inte att förekomsten är harmlös eftersom ämnena bl.a. förekommer i varor med helt andra exponeringsförutsättningar. Exempelvis har bromerade flamskyddsmedel påträffats i termomuggar och köksredskap (Pyupe m.fl., 2015). Detta innebär en förhöjd exponeringsrisk jämfört med om ämnena används i t.ex. elektroniska apparater.

Enligt kontakter med svenska aktörer inom återvinningsbranschen används återvunna plaster ofta till mindre förädlade varor, t.ex. till blomkrukor, vägkoner och plastsäckar där risken för human exponering är relativt låg. I en cirkulär ekonomi bör dock material kunna återvinnas i många cykler och det är då svårt att efter flera livscyklar garantera att återvunna plastfraktioner bara används i utvalda lågexponeringsprodukter.

Representanter för detaljhandel inom kläder och elektronik, som kontaktats inom uppdraget, har detaljerade listor över förbjudna och reglerade kemikalier. Man ställer här samma krav på nya och återvunna material, och i något fall även strängare krav på återvunna material.

Risken för ökad exponering till följd av materialåtervinning kan också delas in i kvalitativa respektive kvantitativa aspekter. Som kvalitativa aspekter kan nämnas svårighet med spårbarhet, eftersom det finns mycket få exempel på helt slutna kretslopp. En annan kvalitativ risk är att toxiska ämnen kan dyka upp i varor där de inte är avsedda.

Kvantitativt så har vi, såsom redovisats, funnit några tydliga exempel på icke avsedd förekomst av ämnena i varor. Det gäller främst låga halter av bromerade flamskyddsmedel i plaster. Enligt en kvantitativ riskbedömning av låghaltnivåer av bromerade flamskyddsmedel i köksredskap och leksaker utgör detta en relativt liten exponering (Chen m.fl., 2009, 2010). Det är närmast förvånande att inte fler exempel på föroreningar från återvunna material i varor påträffats i denna litteraturgenomgång, då drygt 20 farliga ämnen studerats inom sju varugrupper och inom ännu fler materialslag. Detta kan mycket väl återspegla att frågan inte studerats tillräckligt i andra materialslag än just plast.

Sammanfattningsvis finns några exempel på att materialåtervinning kan leda till att ämnen förekommer i varor där de inte bör förekomma. De ämnen som undersökts i denna rapport förekommer dock framförallt avsiktligt i olika varor, i halter från ca 1-40%. Denna avsiktliga användning medför att människor exponeras för de ingående kemikalierna. Om man ska generalisera, så bedömer vi att denna avsiktliga användning av farliga ämnen i höga nivåer kan vara ett större problem än nuvarande förorenings-spridning via materialåtervinning.

## 9 FINNS BEHOV AV ÄNDRAD HANTERING

Att ändra hanteringen av avfall från dagens situation kan motiveras om det förekommer materialåtervinning som medför okontrollerad spridning av SFÄ, och om denna spridning bedöms oacceptabel. Ändrad hantering kan också vara motiverad om det föreligger avfallsströmmar som inte innehåller SFÄ, som tekniskt och logistiskt kan materialåtervinnas, men som inte återvinns idag.

Här görs en samlad bedömning för de varugrupper och materialflöden som presenterats i kapitel 6, och med utgångspunkt från projektets avgränsning vad gäller kemiska ämnen. Bedömningen utgår från följande aspekter:

- Sker materialåtervinning eller ej?
- Förekommer SFÄ?
- Finns reglering och sker kontroll av SFÄ?
- Är materialåtervinning cyklisk eller öppen?
- Sker materialåtervinning i Sverige eller utomlands?
- Finns påvisade problem med SFÄ i samband med materialåtervinning?
- Hur bedöms exponeringsriskerna till följd av förekommande materialåtervinning?

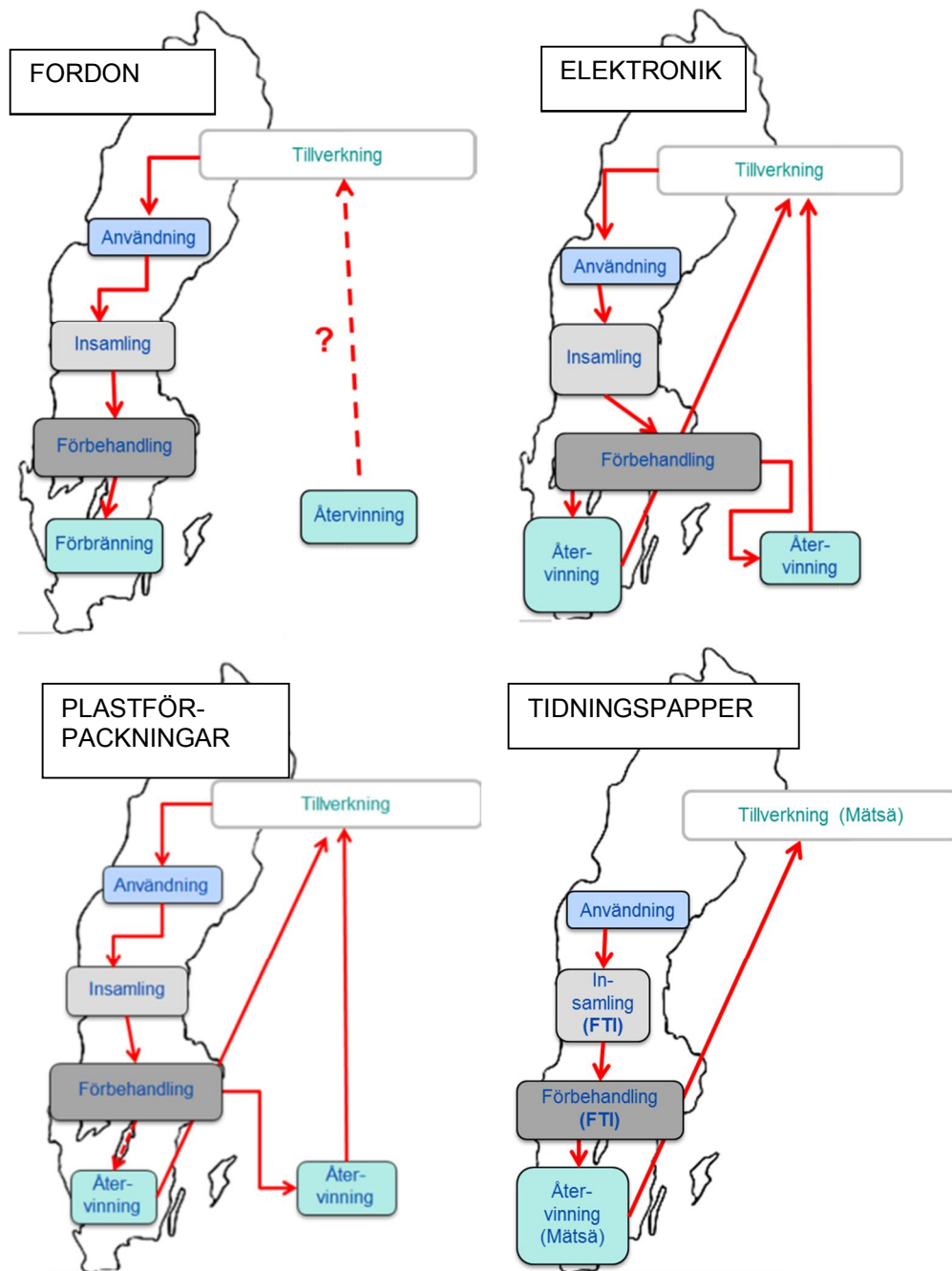
Utgångspunkten är att ökad återvinning ska spara resurser inklusive energianvändning, men inte heller medföra okontrollerad eller riskabel spridning av SFÄ. Det innebär att små flöden med förmodad eller påvisad förekomst av SFÄ generellt inte bör återvinnas.

Vid materialåtervinning bör man skilja på om det är en återvinning i slutna kretslopp där återvunna material används till samma varor och material som det härrör från, eller om det återvunna materialet används i andra applikationer. Det senare innebär ibland en s.k. kemikaliemässig och kvalitetsmässig försämring där det återvunna materialet används i en mindre "förädlad" vara. Det innebär också att man lätt förlorar kontroll över ingående kemikalier. I Figur 2 illustreras hur svenskt avfall från fyra varugrupper återvinns. Den internationella kedjan karakteriserar de tre plastflödena medan tidningspapper återvinns nationellt. Med utgångspunkt från främst kapitel 6 ges här en bedömning om någon av de studerade avfallsströmmarna bör hanteras på annat sätt.

Elektronikplast är det flöde som är bäst belyst genom undersökningar. Många plaster som används inom elektronik innehåller oreglerade flamskyddsmedel. Det finns både goda och mindre goda exempel på hur denna plast återvinns. Den återvinning som sker utan kontroll och leder till förekomst av SFÄ i t.ex. leksaker och köksredskap finns skäl att motverka. Uppmätta halter är relativt låga men det är stora flöden och ytterst få analyser genomförda. Det faktum att SFÄ och t.o.m. POP-ämnen sprids okontrollerat motiverar detta. Vad gäller själva elektroniken bedöms de avsiktligt tillsatta ämnena utgöra en större risk än de låga halter som uppkommer till följd av återvinning. Avfall från elektronikplast har ett i högsta grad internationellt flöde och det har bedömts att plast i allmänhet (även elektronikplast) också exporteras illegalt från EU (Plastic Recyclers Europe, 2013).

Fordonsplast kan innehålla många SFÄ. I Sverige sker ingen insamling eller återvinning av fordonsplast och ur ett generellt resursperspektiv bedömer vi inte heller att det är mo-

tiverat. Orsaken är relativt små potentialer, många förekommande SFÄ, samt tekniska och ekonomiska hinder. Det bör samtidigt nämnas att ELV-direktivets återvinningssmål är svåra att uppnå utan att återvinna plasten, vilken alltså innehåller en del särskilt farliga ämnen.



Figur 2. Illustration av återvinningsskedjan för fordonsplast, elektronikplast, plastförpackningar och tidningspapper.

Plastförpackningar av PVC har ofta påvisats innehålla kadmium och bör inte återvinnas. Eftersom pigment kan vara toxiska rekommenderas att inte heller materialåtervinna färgade plastförpackningar. Då livsmedelsindustrin ställer höga krav på kemikalier i plastförpackningar, bör inte kemikalieinnehållet i dessa livsmedelförpackningar ställa till problem då det kommer till återvinning för produktion av produktgrupper som inte har lika höga restriktioner på innehåll av kemikalier, exempelvis backar, svarta sopsäckar, krukor från livsmedelsförpackningar mm. Om livsmedelsförpackningar särskildes från övriga plastförpackningar finns potential för att öka återvinningen till mer "uppgraderade" produkter ur ett kemikalieinnehållsperspektiv.

PET-flaskor förefaller inte ha några problem med SFÄ och återvinningen bör inte förändras.

Pappersförpackningar materialåtervinns vid en anläggning i Sverige. Här utför man systematiska kemiska kontroller på återvunna material. Så länge den processen är tillräcklig och transparent kan inga förändringar rekommenderas. Allmänt sett är dock papperprodukter inte så väl studerade avseende SFÄ. Tidningspapper återvinns i stor omfattning i Sverige och det finns inga tecken på att SFÄ skulle vara ett problem.

Bildäck tillverkade före 2010 innehåller ofta HA-oljor och bör inte materialåtervinnas. För modernare däck konstaterar vi att det råder en kunskapsbrist kring förekommande kemikalier. Mer aktuella data på kemiska ämnen i däck krävs innan frågan om materialåtervinning kan bedömas.

Byggmaterial är en mycket stor och komplex grupp som ofta innehåller SFÄ och andra farliga kemikalier. Många byggmaterial som innehåller SFÄ kan inte separeras vid rivning och är därför inte aktuella för materialåtervinning. Vi har fokuserat på PVC som är en dominerande plastgrupp inom denna sektor. Det finns produkter av PVC som skulle kunna särskiljas. PVC har dock historiskt haft många farliga tillsatskemikalier och vi bedömer att det generellt inte är lämpligt att materialåtervinna blandad äldre PVC som uppkommer vid rivning och reovering. I första hand skulle produktionsspill samt kryp- och sträckfilm kunna materialåtervinnas. Även för dessa material krävs dock i varje enskilt fall kunskap om aktuella tillsatskemikalier. Men detta borde vara möjligt eftersom det inte är äldre material.

Textilier har i flera fall uppmärksammats under senare tid för att ett stort antal kemikalier, däribland SFÄ, förekommer. Det har också betonats att kunskapsläget är bristfälligt. I utredningen har det fokuserats på kläder och i viss mån hemtextilier. Det sker endast liten materialåtervinning inom dessa grupper idag, men det har bedömts föreligga en potential att öka materialåtervinningen. Två klädesföretag som kontaktats har insamling av kläder för materialåtervinning. Dessa företag har också interna regelverk för vilka kemikalier som är tillåtna, och det ena företaget har även ett kontrollprogram. Samma regler för nya och återvunna material innebär att materialåtervinning inte är en riskfaktor, under förutsättning att återvinning endast i slutna system med egentillverkade kläder. Vi menar även generellt att problemet med särskilt farliga ämnen i kläder inte primärt beror materialåtervinning. Vissa typer av textilier bör dock inte materialåtervinnas, t.ex. där PFAS eller flamskyddsmedel kan förekomma. Många kemikalier tvättas ur kläder, och det bedöms därför att nya kläder ofta kan medföra en större kemikalierisk än återvunna material.

## 10 REFERENSER

### 10.1 Skriftligt material

- Arias PA. (2001) Brominated flame retardants – an overview. The second international workshop on brominated flame retardants, Stockholm. 17 – 19. AB Firmatryck.
- BFR XXXVI. Paper and board for food contact, Bundesinstitut für  
tung, 2015.
- Bi X., Simoneit B.R.T., Wang Z. m.fl. (2010) The major components of particles emitted during recycling of waste printed circuit boards in a typical E-waste workshop of South China. *Atmospheric Environment*, 44, 4440-4445.
- Bibi M, Andersson H., Jensen C. och Rydberg T. (2012) Vad vet vi om farliga ämnen vid materialåtervinning av plast. IVL Rapport B 2031.
- Björklund J.A., Thuresson K. och de Wit C.A. (2009) Perfluoroalkyl Compounds (PFCs) in Indoor Dust: Concentrations, Human Exposure Estimates, and Sources. *Environ. Sci. Technol.*, 2009, 43 (7), pp 2276–2281.
- Bradley E.L. (2010) Nonylphenol in food contact plastics and migration into foods. The Food and Environment Research Agency.
- Brigden K., Labunska I., House E., Santillo D. & Paul Johnston (2012) Hazardous chemicals in branded textile products on sale in 27 countries during 2012. Greenpeace Research Laboratories Technical Report 06-2012
- Brooke D.N., Crookes M.J., Quarterman P. och Burns J. (2009) Environmental risk evaluation report: Triphenyl phosphate (CAS no. 115-86-6). UK Environment Agency.
- BSEF (2000) An introduction to brominated flame retardants.
- Carlsson H., Nilsson U. och Östman C. (2000) Video display units: an emission source of the contact allergenic flame retardant triphenyl phosphate in the indoor environment. *Environ. Sci. Technol.* 34, 3885 – 3889.
- Chen S.J. m.fl. (2009) Brominated Flame Retardants in Children's Toys: Concentration, Composition, and Children's Exposure and Risk Assessment. *Environ. Sci. Technol.* 43, 4200–4206.
- Chen S.J., Ma Y.J., Wang J., Tian M., Luo X.J., Chen Da och Mai B.X. (2010) Measurement and human exposure assessment of brominated flame retardants in household products from South China. *J. Hazardous Materials* 176, 979–984.
- EC (2011) FINAL REPORT "Study on waste related issues of newly listed POPs and candidate POPs". Report to European Commission.
- ECHA (2012) ECHA (2012). Cadmium and cadmium compounds in plastics. Preliminary consultation of industry associations. Preparatory report. 9 November 2012.

- Environment Agency (2007) Environmental risk evaluation report: 1,1'-(Ethane-1,2-diyl)bis[penta-bromobenzene] - CAS: 84852-53-9.
- EU-RAR (2000) European Union Risk Assessment Report. Diphenyl ether, pentabromo derivative (pentabromodiphenyl ether) CAS No.: 32534-81-9 .
- EU-RAR (2002) European Union Risk Assessment Report. Bis(pentabromodiphenyl ether), CAS No: 1163-19-5.
- EU-RAR (2008a). European Union Risk Assessment Report. Tris(2-chloro-1-methylethyl)phosphate(TCPP) CAS no 13674-84-5, 390 pp.
- EU-RAR (2008b) European Union Risk Assessment Report. Tris[2-chloro-1-(chloromethyl)ethyl] phosphate (TDCP) CAS no: 13674-87-8.
- Fernandes A. R., Rosea M. & Charlton C. (2008) 4-Nonylphenol (NP) in food-contact materials: Analytical methodology and occurrence. Food Additives & Contaminants: Part A 25,
- Fisher, M.; Biancaniello, J. ; Kingsbury, T. och Headley, L. (2003) Ten facts to know about plastics from consumer electronics. Electronics and the Environment, 2003. IEEE International Symposium on Electronics and the Environment.
- Fridén U.E. (2010) Sources, emissions, and occurrence of chlorinated paraffins in Stockholm, Sweden. Doctoral Thesis in Applied Environmental Science, 2010. Department of Applied Environmental Science, Stockholm University.
- FTI (2014) Återigen överträffar FTI återvinningsresultatet 2014, Pressmeddelande 2015-06-09.
- H&M (2014) H&M Chemical Restrictions, 22 May 2014
- Haglund P. (2014) Miljöövervakning av utgående vatten & slam från svenska avloppsreningsverk. Resultat från år 2012 och 2013 och en sammanfattning av slamresultaten för åren 2004-2013. Rapport från Umeå Universitet.
- Hansen, E.; Lassen, C.; Maxson, P. (2005). RoHS substances (Hg, Pb, Cr(VI), Cd, PBB and PBDE) in electronic equipment in Belgium. Directorate-General Environment. Federal Public Service Health, Food Chain Safety and Environment. Belgium.
- Hirai Y. och Sakai S. (2007) Brominated flame retardants in recycled plastic products. Paper presented at BFR 2007: the 4th international symposium on brominated flame retardants; Amsterdam: 2007.
- Hoffman K., Butt C.M., Chen A., Limkakeng Jr. A.T. och Stapleton H.M. (2015) High Exposure to Organophosphate Flame Retardants in Infants: Associations with Baby Products. Environ. Sci. Technol. 49, 14554–14559.
- Hopewell J., Dvorak R. och Kosior E. (2009) Review - Plastics recycling: challenges and opportunities. Phil. Trans. R. Soc. B 364, 2115–2126.
- Iozza S. (2008) A survey of the spatial, altitudinal, and temporal distribution of chlorinated paraffins in the alpine region. Doctoral Thesis Universität Basel.



- Kajiwara N., Noma Y. och Takigami H. (2011) Brominated and organophosphate flame retardants in selected consumer products on the Japanese market in 2008. *J. Hazard. Mater.* 192, 1250-1259.
- Kanari N., Pineau J.L., och Shallari S. (2003) End-of-Life Vehicle Recycling in the European Union.
- Keml (2001) Lägesbeskrivning för avveckling av bly, bromerade flamskyddsmedel.... PM1/01.
- Keml (2005) Antibakteriella substanser och azofärgämnen i varor. PM 5/05 från Kemikalieinspektionen.
- Keml (2006) Konstgräs ur ett kemikalieperspektiv. – en lägesrapport. PM 2/06 från Kemikalieinspektionen.
- Keml (2011) Bisfenol A. Rapport 2/11 från Kemikalieinspektionen.
- Keml (2012a) Bättre EU-regler för en giffri miljö. Rapport 1/12 från Kemikalieinspektionen.
- Keml (2012b) Bisfenol A i leksaker och barnartiklar– behov av exponeringsminskning? Rapport 6/12 från Kemikalieinspektionen.
- Keml (2012c). Kemiska ämnen i elektroniska komponenter. PM 3/12 från Kemikalieinspektionen.
- Keml (2014a) Material i inomhusmiljön 2 – Möbelfärdig. Tillsyn 1/14 från Kemikalieinspektionen.
- Keml (2014b) Kartläggning av ftalater i varor i Sverige. PM 2/14 från Kemikalieinspektionen.
- Keml (2014c) Kemikalieinspektionens analyser i samband med tillsyn 2008–2013. Tillsyn 5/14.
- Keml (2014d) Chemicals in textiles. – Risks to human health and the environment. Report 6/14.
- Keml (2015a) Phthalates which are toxic for reproduction and endocrine-disrupting – proposals for a phase-out in Sweden. Report 4/15 från Kemikalieinspektionen.
- Keml (2015b) Förekomst och användning av högfluorerade ämnen och alternativ. Rapport från ett regeringsuppdrag. Rapport 6/15 från Kemikalieinspektionen.
- KLIF (2013) Hazardous substances in plastic materials. TA 3017/2013.
- Kowalska B., Kowalski D. och Rozej A. (2011) Organic compounds migrating from plastic pipes in contact with the drinking water. Preliminary studies. *J. Water Supply: Research and Technology - AQUA* 60, 137-146.
- Lassen C., Sørensen G. m.fl. (2014) Survey of short-chain and medium-chain chlorinated paraffins. Part of the LOUS-review. Environmental project No. 1614, 2014. Danish Environmental Protection Agency,

- Lee, J.H., Pedersen, A.B., Thomsen, M. (2014) The influence of resource strategies on childhood phthalate exposure - The role of REACH in a zero waste society. *Environment International*, 73, 312-322.
- Leslie H.A., Leonards P.E.G., Brandsma S.H. och Jonkers N. (2013) POP STREAM POP-BDE waste streams in the Netherlands: analysis and inventory. IVM Institute for Environmental Studies. Report R13-16.
- Lindex (2013) Limitations of Chemicals, Last updated: 2013-12-18.
- Livsmedelsföretagen och Normpack (2011) Guide till säkra livsmedelsförpackningar.
- Malm, A. och Svensson, G. (2011) Material och åldersfördelning för Sveriges VA-nät, och framtida förnyelsebehov. *Svenskt Vatten Rapport 2011-13*.
- Marklund A. (2005) Levels and sources of organophosphorus flame retardants and plasticizers in indoor and outdoor environments. Ph.D. Thesis Umeå University.
- Marklund A, Andersson B and Haglund P. (2005) Organophosphorus flame retardants and plasticizers in air from various indoor environments. *J. Environ. Monitor.* 7, 814–819.
- Mercier F., Glorennec B., Thomas O. och Le Bot B. (2011) Organic Contamination of Settled House Dust, A Review for Exposure Assessment Purposes. *Environ. Sci. Technol.*, 45, 6716–6727.
- Miljöstyvningsrådet (2010) Kemikalier i elektriska och elektroniska produkter. Miljöstyvningsrådet Rapport 2010:6.
- Miller L., Soulliere K., Sawyer-Beaulieu S., Tseng S. och Tam E. (2014) Challenges and Alternatives to Plastics Recycling in the Automotive Sector. *Materials*, 7, 5883-5902.
- MST (2007) Kortlægning af decabromodiphenylether (decaBDE) i andre produkter end elektriske og elektroniske produkter. Miljøstyrelsen rapport 80.
- MST (2013) Survey of PFOS, PFOA and other perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances. Part of the LOUS-review. Environmental Project No. 1475, 2013. Miljøstyrelsen i Danmark.
- Naturvårdsverket (2014) Avfall i Sverige 2012. Rapport 6619.
- Naturvårdsverket (2015) Textilåtervinning - Tekniska möjligheter och utmaningar. Rapport 6685.
- Newton S., Sellström U. och de Wit C.A. (2015) Emerging flame retardants, PBDEs, and HBCDDs in indoor and outdoor media in Stockholm, Sweden. *Environ. Sci. Technol.*, 49, 2912–2920.
- Niinnipuu M. (2013) A comparative evaluation of brominated compounds in end-of-life vehicles - Polybrominated diphenyl ethers and polybrominated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in car seats. Master's thesis in Environmental Chemistry, Umeå Universitet.
- Oeko-Tex (2015) Oeko-Tex standard 100.

- Øllgaard H., Frost L., Galster J. och Hansen O.C. (1998) Survey of azo-colorants in Denmark: Consumption, use, health and environmental aspects. November, 1998. Danish Environmental Protection Agency.
- Olofsson U., Bignert A. och Haglund P. (2012) Time-trends of metals and organic contaminants in sewage sludge. *Water Res.* 46, 4841-4851.
- Palm A., Sternbeck J., Embertsén L., Jonsson A., Mohlander U., (2002) Hexabromcyklododekan (HBCD) i Stockholm – modellering av diffusa emissioner. IVL rapport B1465.
- Palm D., Elander M., Watson D., Kiørboe N., Lyng K.A. och Gislason S. (2014) Towards a new Nordic textile commitment. Collection, sorting, reuse and recycling. *TemaNord* 2014:540.
- Piccinini P., Senaldi C. och Buriova E. (2008) European survey on the presence of banned azodyes in textiles. JRC Scientific and Technical Reports, EUR 23447 EN - 2008.
- Plastics Europe (2014) *Plastics – the Facts 2014*. An analysis of European plastics production, demand and waste data.
- Plastics Recyclers Europe (2013) *Study on increased mechanical recycling target for plastics*. Final Report.
- Puype F., Samsonok J., Knoop J., Egelkraut-Holtus M. och Ortlieb M. (2015) Evidence of waste electrical and electronic equipment (WEEE) relevant substances in polymeric food-contact articles sold on the European market. *Food Add. Cont. Part A*, ol. 32, 410 – 426.
- Resurs- och avfallsriktlinjer vid byggande och rivning (2015). Sveriges Byggindustrier
- Sakai m.fl (2014) An international comparative study of end-of-life vehicle (ELV) recycling systems. *J Mater Cycles Waste Manag* 16:1–20.
- Schlummer, M., Gruber, L., Mäurer, A., Wolz, G. and van Eldik, R. (2007) Characterisation of polymer fractions from waste electrical and electronic equipment (WEEE) and implications for waste management. *Chemosphere* 67: 1866–1876.
- Shoeib M., Harner T., Wilford B.H., Jones K.C., och Zhu J. (2005) Perfluorinated Sulfonamides in Indoor and Outdoor Air and Indoor Dust: Occurrence, Partitioning, and Human Exposure. *Environ. Sci. Technol.*, 39, 6599–6606.
- Shotyk W. och Krachler M. (2007) Contamination of bottled waters with antimony leaching from polyethylene terephthalate (PET) increases upon storage. *Environ. Sci. Technol.* 41, 1560-1563.
- SMED (2011) Kartläggning av mängder och flöden av textilavfall.
- SMED (2012a) Kartläggning av plastavfallsströmmar i Sverige.
- SMED (2012b) Kartläggning av flöden och upplagrade mängder av elektriska och elelektroniska produkter i Sverige 2010.

- Stapleton, H.M., Klosterhaus, S., Eagle, S., Fuh, J., Meeker, J.D., Blum, A., Webster, T.F. (2009) Detection of organophosphate flame retardants in furniture foam and US house dust. *Environ. Sci. Technol.* 43, 7490–7495.
- Stapleton H.M., Klosterhaus S., Keller A. m. fl., (2011) Identification of flame retardants in polyurethane foam collected from baby products. *Environ. Sci. Technol.* 45, 5323 – 5331.
- Stena Recycling (2014) Hållbarhetsredovisning, 2014.
- Sternbeck J, Remberger M, Kaj L, Strömberg K, Palm A, Brorström-Lundén E. (2001) HBCD i Sverige – Screening av ett bromerat flamskyddsmedel. IVL B 1434.
- Sternbeck J., Fäldt J. och Österås A.H. (2006) Screening of organotin compounds in the Swedish environment. Report from WSP, 30 June 2006.
- Sternbeck J., Fäldt J. och Ribé V. (2014) Bisfenolanaloger- användning och förekomst. Rapport från WSP till Naturvårdsverket.
- Strid A., Athanassiadis I. och Bergman Å. (2014) Stavnmixrar för den svenska marknaden kan kontaminera egentillagad mat med klorparaffiner. Rapport från Avdelningen för miljö kemi, Institutionen för material- och miljö kemi, Stockholms Universitet.
- Tang Z., Huang Q., Cheng J. m.fl. (2014) Polybrominated diphenyl ethers in soils, sediments, and human hair in a plastic waste recycling area: A neglected heavily polluted area. *Environ. Sci. Technol.*, 48, 1508–1516.
- TNO (2003) The determination of selected additives in consumer products. TON-report R2004/002.
- TPCH (2012) An Assessment of Heavy Metals in Packaging: A Focus on Flexible PVC from Discount Retail Chain Stores. The Toxics in Packaging Clearinghouse, June 28, 2012.
- Triantafyllou V.I. m.fl. (2006) A study on the migration of organic pollutants from recycled paperboard packaging materials to solid food matrices. *Food Chemistry* 101 (2007) 1759–1768
- Westerdahl J., Hansson K., Palm Cousins A., Andersson H och Brorström-Lundén E. (2012) Emission inventories of different source categories for selected organic substances. Chemitecs report P5-D1.
- Wilford B.H., Shoeib M., Harner T., Zhu J. och Jones K.C. (2005) Polybrominated Diphenyl Ethers in Indoor Dust in Ottawa, Canada: Implications for Sources and Exposure. *Environ. Sci. Technol.*, 39, 7027–7035.
- Vinyl 2010 (2001) The voluntary commitment of the PVC industry.
- Vinyl plus (2014) The European PVC industry's experience in replacing lead and cadmium-based stabilisers. Brussels, 30 May 2014.
- Votavová L., Dobiáš J., VoLdřich M. och Čížková H. (2009) Migration of Nonylphenols from Polymer Packaging Materials into Food Simulants. *Czech J. Food Sci.* Vol. 27, 2009, No. 4: 293–299.

Wäger P.A., Schlupe M. m.fl. (2012) RoHS regulated substances in mixed plastics from waste electrical and electronic equipment. Environ. Sci. Technol. 46, 628 – 635.

Östberg T. och Noaksson E. (2010), BPA i svenska kvitton, Jegreliusinstitutet för tillämpad grön kemi, Jämtlands läns landsting.

## 10.2 Muntliga referenser

Följande personer har intervjuats inom uppdraget. De har dock inget ansvar för de slutsatser som presenteras i rapporten.

Boliden Rönnskärsverken: Olof Boman

Cleanaway Recycling: Thomas Ottosson

Ekokem: Ulrika Wievegg

Electrolux: Henrik Sundström

Elkretsen: Martin Seeger

Fiskebyboard: Annelie Niva

FTI: Henrik Nilsson och Andreas Boo

Hedbergs Bilskrot: Anders Hedberg

HM: Cecilia Brännsten

HP: "Environmental Sales Support Specialist", via mail.

IKEM: Lena Lundberg

Kuusakoski: Magnus Mattisson

Lindex: Sara Winroth

Mätsä: Emelie Mastera

Ragnsells: Andreas Olofsson

SBR: Mikael Abrahamsson

SIMS: Jesper Nyberg

Stena Metall: Victor Rondahl

Stena Technoworld AB: Sverker Sjölin, Sven Bång och Robert Eriksson

SUEZ (SITA): Ann Wulf

Svensk Freonåtervinning: Charlotte Dahlgren

Swerec: Peter Håkansson

TCO Development: Stephan Fuller

## Bilaga 1. CAS-nr

Här ges en mer fullständig lista över olika CAS-nr för de föroreningar förekommer i olika kemiska produkter.

Ämne	Förkortning	Cas-nr
<i>Bromerade flamskyddsmedel</i>		
Pentabromdifenyleter	BDE-47, BDE-99 två av flera ingående kongener	32534-81-9
Dekabromdifenyleter	BDE-209	1163-19-5
Hexabromcyklododekan	HBCDD (förkortas även HBCD)	25637-99-4, 3194-55-6
<i>Perfluorerade ämnen</i>		
Perfluoroktansulfonsyra		1763-23-1
Di(2-etylhexyl)ftalat	DEHP	117-81-7
Bensylbutylftalat	BBP	85-68-7
Dibutylftalat och diisobutylftalat	DBP, DiBP	84-74-2
Di-isononylftalat,	DINP	28553-12-0, 68515-48-0
Di-isodekylftalat	DIDP	26761-40-0, 68515-49-1
<i>Metaller</i>		
Bly och dess föreningar	Pb	
Kadmium och dess föreningar	Cd	
Silver och dess föreningar	Ag	
Kortkedjiga klorparaffiner	SCCP	85535-84-8
<i>Bisfenoler</i>		
Bisfenol A	BPA	80-05-7
Bisfenol S / F	BPS / BPF	80-09-1, 620-92-8
<i>Tennorganiska föroreningar</i>		
Dibutyltenndiklorid	DBT	683-18-1
Di-n-Butylbis(metyl maleat)tenn	DBT	15546-11-9
Dibutyltenn-di(2-etylhexylthioglykolat)	DBT	10584-98-2
Dibutyltenndilaurat	DBT	77-58-7
Dibutyltennoxid	DBT	818-08-6
Dioktyltennbis(2-etylhexylmerktoacetat)	DOT	15571-58-1
Tenn-di(2-etylhexanoat)	DOT	301-10-0

Dioktyltenndilaurat	DOT	3648-18-8
Nonylfenol (grenad nonylkedja)	NP	84852-15-3
Nonylfenoletoxilater	NPE <sup>A</sup>	9016-45-9, 127087-87-0, 26027-38-3, 37205-87-1, 68412-54-4
Triklorpropylfosfat	TCPP	1067-98-7, 13674-84-5
Trifenylfosfat	TPP	115-86-6
Tri (1,3-diklor-2-propyl)fosfat	TDCPP	13674-87-8
Cancerogena azofärgämnen		

A. CAS-nr för NFE från KemIs flödesanalys.