



**Nr B 2278**  
Juni 2017

# Rätt sak till rätt behandling - materialåtervinning, avfallsförbränning och detoxifiering av samhället

Elin Belleza, Lena Youhanan



I samarbete med Avfall Sverige

**Författare:** Elin Belleza och Lena Youhanan, IVL Svenska Miljöinstitutet AB

**Medel från:** Avfall Sveriges utvecklingsatsning och Stiftelsen IVL

**Rapportnummer** B 2278 (Rapport finns även publicerad i Avfall Sveriges rapportserie)

**ISBN** 978-91-88319-66-1

**Upplaga** Finns endast som PDF-fil för egen utskrift

**© IVL Svenska Miljöinstitutet 2017**

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

Tel 010-788 65 00 // Fax 010-788 65 90 // [www.ivl.se](http://www.ivl.se)

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

## Förord

Vi vill tacka alla som bidragit med arbetet till denna rapport: referensgruppen bestående av Emma Westerholm (KEMI), Åsa Benckert (Umeå Energi), Hanna Salander (Borlänge Energi), Jakob Sahlén (Avfall Sverige), Magnus Broman (Stockholm Vatten), Martina Melander (Fortum Waste Solutions), Ulrika Wievegg (Fortum Waste Solutions) och Erik Westin (Naturvårdsverket) samt kollegorna Anna Fråne, Johan Fång och Åsa Stenmarck på IVL Svenska Miljöinstitutet.

# Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	6
Freoner: CFC, HCFC och HFC.....	6
Ftalater: DINP.....	8
Högfluorerade ämnen: fluorerade polymerer.....	9
Kortkedjiga klorparaffiner: kommersiell SCCP.....	10
Organofosfater: TPP.....	11
Zink: Zinkoxid.....	12
Summary.....	14
1 Inledning.....	17
1.1 Problembeskrivning.....	18
1.2 Syfte.....	18
1.3 Målsättning.....	19
1.4 Kunskapsläget.....	19
2 Metod.....	20
2.1 Genomförande.....	20
2.2 Faktaunderlag och begränsningar.....	21
2.2.1 Varuguiden.....	21
2.2.2 Kemi-Stat och produktregistret.....	22
3 Val av ämnen/ämnesgrupper.....	22
3.1 Bedömningskriterier.....	22
3.2 Ämnesval och motiveringar.....	23
4 Freoner.....	25
4.1 CFC/HCFC/HFC.....	25
4.2 I vilka produkter finns CFC/HCFC/HFC?.....	27
4.3 Hur ser flödena av cellplastisolering ut?.....	28
4.4 Hur omhändertas cellplastisolering i avfallsled?.....	29
4.5 Vad händer med freoner i avfallsled?.....	31
4.6 Slutsatser.....	32
5 Ftalater.....	34
5.1 Diisononylftalat (DINP).....	34
5.2 I vilka produkter finns DINP?.....	35
5.3 Hur ser flödet av isolerade ledningar och kablar ut?.....	36
5.4 Hur omhändertas isolerade ledningar och kablar i avfallsled?.....	37
5.5 Vad händer med DINP i avfallsled?.....	39
5.6 Slutsatser.....	40
6 Högfluorerade ämnen.....	40
6.1 Fluorerade polymerer.....	40
6.2 I vilka produkter finns fluorerade polymerer?.....	41
6.3 Hur ser flödena av textil och papper ut?.....	42
6.4 Hur omhändertas textil och papper i avfallsled?.....	44
6.5 Vad händer med fluorerade polymerer i avfallsled?.....	45

6.6	Slutsatser .....	46
7	Kortkedjiga klorparaffiner (SCCP) .....	46
7.1	Kommersiell SCCP .....	46
7.2	I vilka produkter finns SCCP? .....	48
7.3	Hur ser flödet av plastprodukter ut? .....	49
7.4	Hur omhändertas plastprodukter i avfallsled? .....	50
7.5	Vad händer med SCCP i avfallsled? .....	52
7.6	Slutsatser .....	53
8	Organofosfater .....	54
8.1	TPP .....	54
8.2	I vilka produkter finns TPP? .....	55
8.3	Hur ser flödena av hemelektronik ut? .....	56
8.4	Hur omhändertas hemelektronik i avfallsled? .....	57
8.5	Vad händer med TPP i avfallsled? .....	58
8.6	Slutsatser .....	58
9	Zink .....	58
9.1	Zinkoxid .....	58
9.2	I vilka produkter finns zinkoxid? .....	61
9.3	Hur ser flödet av däck ut? .....	61
9.4	Hur omhändertas däck i avfallsled? .....	62
9.5	Vad händer med zinkoxid i avfallsled? .....	63
9.6	Slutsatser .....	64
	Slutord .....	65
10	Referenser .....	66

# Sammanfattning

Mål om ökad materialåtervinning är en utmaning för mål om giftfria kretslopp. Det är avfallets farliga egenskaper som ligger till grund för hur avfallet ska hanteras. En sådan bedömning kan göras enligt EU förordning 1357/2014<sup>1</sup>, och då tittar man på hela avfallets sammansättning totalt och inte enbart på ett enskilt ämne. Denna rapport har dock utgått ifrån enskilda ämnen, och vad som händer med ämnet i en vald produkt, beroende på hur avfallet behandlas i avfalls- eller återvinningsled. Då vi ger rekommendationer för hur produkten bör behandlas så baseras det endast på det för denna studie utvalda ämnet. Det kan alltså finnas andra ämnen i det specifika avfallet/ produkten som kan förordas andra rekommendationer, men detta ligger utanför omfattningen på detta projekt.

Med särskilt farliga ämnen avses i Reach de ämnen vars egenskaper är så farliga att användningen bör fasas ut. Det är ämnen som är cancerframkallande, reproduktionsstörande eller mutagena (CMR 1A/ 1B) samt ämnen som är persistenta, bioackumulerande och toxiska eller mycket persistenta och mycket bioackumulerande (PBT eller vPvB). Enligt miljö kvalitetsmålet Giftfri miljö ska även ämnen som är hormonstörande eller kraftigt allergiframkallande betraktas som särskilt farliga. Kvicksilver, kadmium och bly räknas också som särskilt farliga ämnen. Viktigt att tänka på är att om ett återvunnet material används i nya varor så måste varan uppfylla gällande kemikalielagstiftning, alltså produktspecifik lagstiftning.

Nedan följer ämnesspecifika sammanfattningar för sex olika ämnen/ämnesgrupper, de produkter/produktgrupper som vi har valt att titta på i samband med ämnet, flödet av produkterna i samhället samt vad som händer med produkterna och slutligen ämnet i avfallsled.

Projektet kan bidra till att "rätt sak hamnar på rätt plats", genom att öka kunskapsunderlaget kring kemikalier i varor och vad som händer med kemikalierna vid materialåtervinning respektive energiåtervinning.

## Freoner: CFC, HCFC och HFC

Freoner är ett handelsnamn för ämnen med föreningar som innehåller klor och fluor och används bland annat som köldmedel i kylskåp, drivgas i sprayburkar och som blåsmedel för skumning av plast. I denna rapport studeras CFC, HCFC och HFC som fortsättningsvis kallas freoner. Freoner är syntetiskt framställda, starka växthusgaser. CFC och HCFC är dessutom ozonnedbrytande. På grund av detta har man i Montrealprotokollet beslutat att användningen av freoner ska upphöra men gaserna finns fortfarande kvar i långlivade produkter som exempelvis cellplastisolering (livslängd på 50 – 100 år) inom byggsektorn (XPS och PUR är de cellplaster som till störst del kan innehålla CFC och HCFC).

Westerdahl och Andersson (2011) studerade emissioner och kvarvarande mängder CFC i olika isoleringsmaterial i byggnader, rör och mark i Sverige 1990 med projektioner fram till år 2020. Baserat på studiens resultat går det att utläsa cirka 2 000 ton kvarvarande mängder CFC år 2016 där man har tagit hänsyn till passivt läckage (vid användning) samt läckage vid avfallshantering. Mängden ska dock bara läsas som en indikation och märk att HCFC och HFC inte är inkluderad.

---

<sup>1</sup> <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/ALL/?uri=CELEX%3A32014R1357>

Lagarna kring hur freoninnehållande isolering ska behandlas i avfallsled bör läsas i relation till varandra för att förstå hur dessa hänger ihop och vad som avses med korrekt hantering:

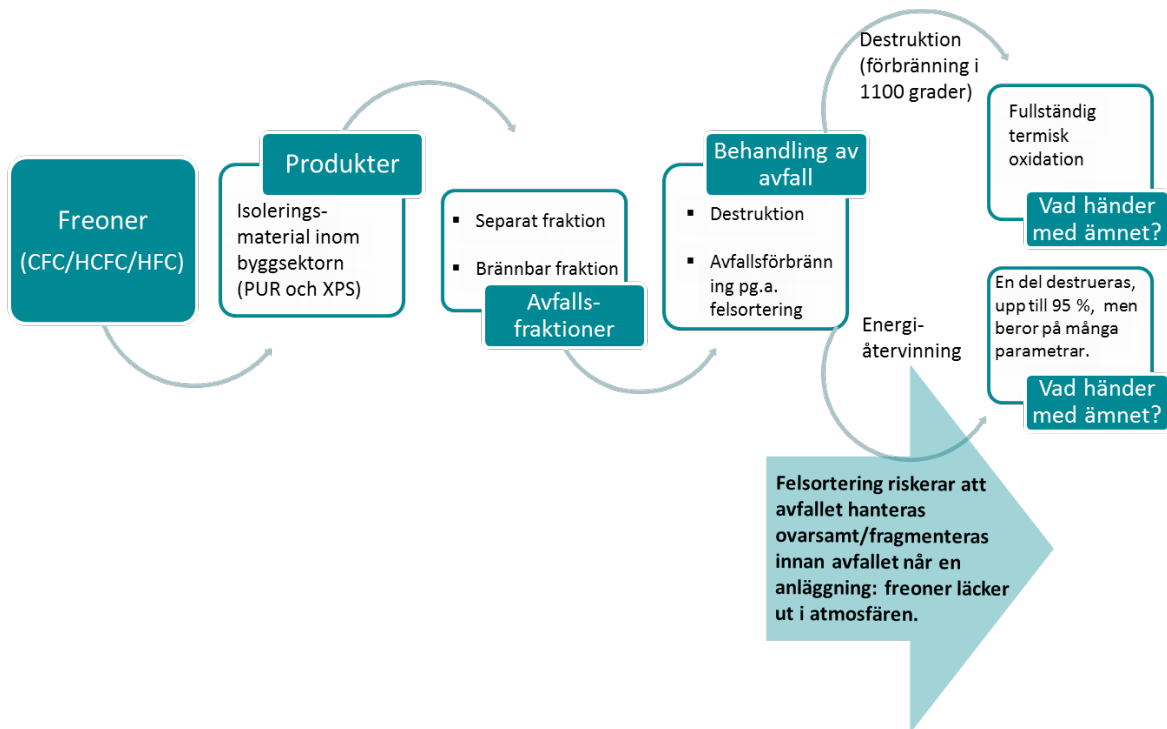
I text för beslut om kriterier för klassning av avfall som ekotoxiskt, ändring av bilaga III till ramdirektivet för avfall, EU förordning 1357/2014, återfinns samma gräns för ozonnedbrytande ämnen i avfall som i CLP-förordningen, EC 1272/2008. Följande är klippt ur texten för HP 14:

*” Waste which fulfils any of the following conditions shall be classified as hazardous by HP 14:  
- Waste which contains a substance classified as ozone depleting assigned the hazard statement code H420 in accordance with Regulation (EC) No 1272/2008 of the European Parliament and of the Council\* and the concentration of such a substance equals or exceeds the concentration limit of 0.1%. ”*

- SFS 2011:927: farligt avfall får inte blandas eller spädas ut med andra slag av farligt avfall, annat avfall eller andra ämnen eller material.
- SFS 2013:253: farligt avfall som innehåller mer än 1 procent organiska halogenföreningar uttryckt i klor (vilket är fallet med freoninnehållande isolering) ska förbrännas i minst 1100 grader (destruktion).
- 1005/2009/EU Bilaga VII: för utspädda källor (alltså felaktigt sorterade) är konventionell avfallsförbränning en godkänd destruktionsform.

Freoninnehållande isoleringsavfall separeras i praktiken antingen vid källan som farligt avfall och destrueras, eller felsorteras och blandas med annat brännbart avfall, troligtvis på grund av oidentifierade källor eller aspekter kopplade till arbetsmiljö. I fall där avfallet blandas med annat brännbart avfall så att halten blir mindre än 1 procent, så kallade utspädda källor, är risken stor att freonerna läcker ut i atmosfären eftersom avfallet hanteras mindre varsamt eller fragmenteras innan avfallet behandlas.

Att det är tillåtet att förbränna utspädda källor i konventionella avfallsförbränningsanläggningar beror troligtvis på att de utspädda källor som uppstår ska behandlas på ett sätt som destruerar freonerna tills stor del och inte hamna på tillexempel deponi. Enligt lag ska dessa utspädda källor dock inte uppstå eftersom farligt avfall ska särskiljas från icke farligt avfall vid källan. Problemet gällande korrekt behandling av isolering som innehåller freon ligger således i brister och lagbrott under rivningsprocessen. För korrekt avfallshantering av freoner krävs ökad tillsyn av korrekt rivning och källsortering samt att byggbranschen arbetar för att underlätta att avfallshanteringen vid källan genomförs enligt gällande lagstiftning.



Figur 1. Övergripande figur på valda produkter innehållande freoner, de avfallsfraktioner ämnet/produkten hamnar i, möjlig avfallsbehandling samt vad som händer med freoner vid de olika behandlingarna.

## Ftalater: DINP

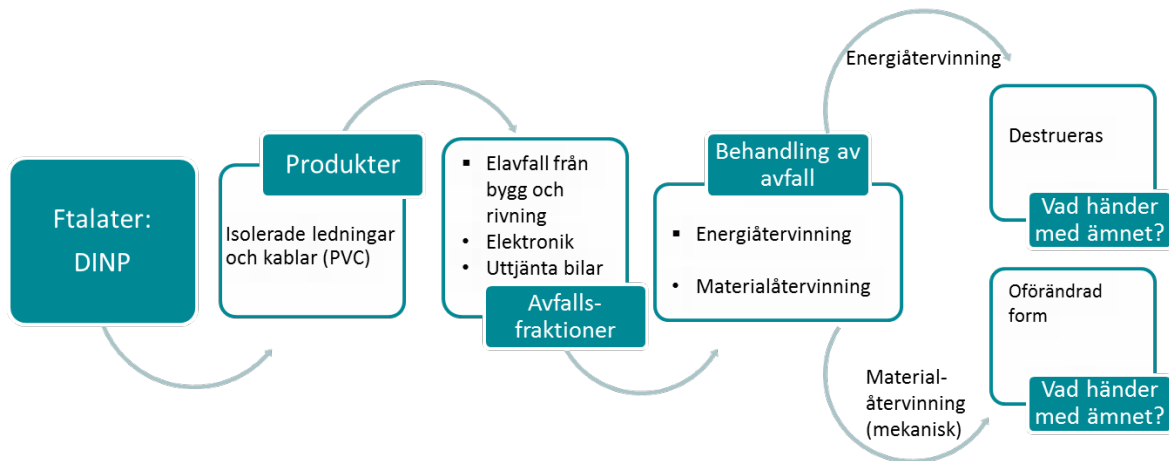
Ftalaten diisononylftalat (DINP) används främst som mjukgörare i PVC-plast, liksom andra ftalater. Ftalater finns i en mängd olika produktgrupper som helt eller delvis består av mjukgjord PVC, bland annat i isolerade kablar och ledningar som projektgruppen här närmare har studerat. Enligt Reach bilaga XVII är DINP förbjuden i leksaker och barnavårdsartiklar som kan stoppas i munnen av barn. DINP misstänks även vara hormonstörande. Enligt Varuguiden har den totala registrerade mängden DINP minskat sedan 2010 men förekomsten i antal produkter har samtidigt ökat. Varuguiden tar inte hänsyn till importerade, färdigförädlade produkter, vilka troligen är en stor källa.

Cirka 50 procent av produktgruppen isolerade kablar och ledningar består av PVC-plast och koncentrationsintervallet av ftalater i kabel är mellan 20 och 30 procent. År 2010 såldes cirka 7000 ton PVC till länder i Skandinavien för kabeltillverkning. Cirka 40 000 till 45 000 ton kabel samlas årligen in i Sverige varav ungefär 70 procent är kabel i PVC, i huvudsak kabelskrot från rivning av byggnader. Kablar går antingen till materialåtervinning (drivkraften kopplad till metallinnehållet), energiåtervinning eller exporteras.

DINP i isolerade ledningar och kablar destrueras vid energiåtervinning, och vid materialåtervinning finns DINP kvar i materialet som används för att tillverka nya produkter. Det saknas information om hur stora andelar av isolerade ledningar och kablar som går till energiåtervinning respektive materialåtervinning. Om vi bortser från möjligt annat innehåll i ledningar och kablar av PVC, så bör PVC som innehåller DINP gå till materialåtervinning eftersom DINP (än så länge) är ett ämne som inte är reglerat i kemikalielagstiftningen. PVC som innehåller



särskilt farliga ämnen bör gå till destruktion i högtemperaturförbränning. Även om de särskilt farliga ämnena troligen bryts ner även vid energiåtervinning så finns det nackdelar med korrosion i avfallsförbränningspannorna. Deponering är inte heller ett alternativ eftersom särskild dispens krävs för att få deponera PVC.



Figur 2. Övergripande figur på ämnet DINP, produktgruppen isolerade ledningar och kablar som DINP finns i samt hur dessa produkter tas om hand i avfallsled och vad som händer med DINP vid de olika behandlingarna.

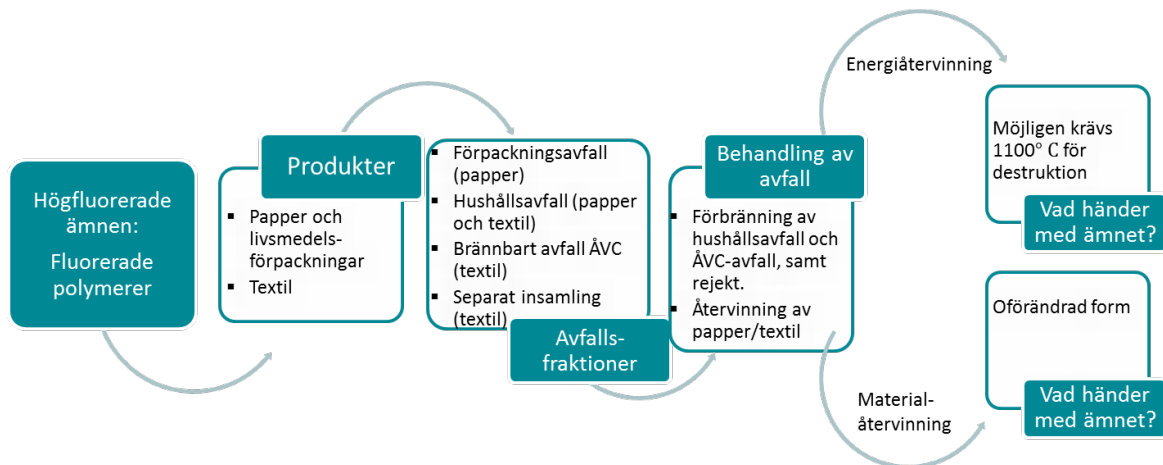
## Högfluorerade ämnen: fluorerade polymerer

Högfluorerade ämnen (per- och polyfluorerade alkylsubstanser, PFAS) används i många olika varor och kemiska produkter på grund av sina eftertraktade tekniska egenskaper. De är fett-, smuts- och vattenavvisande, temperaturtåliga och filmbildande. PFAS kan brytas ner till stabila perfluorerade karboxylsyror såsom PFOA. PFOA är extremt svårnedbrytbar i miljön, ansamlas i levande varelser och kan vara giftigt. En begränsning av PFOA och alla ämnen som kan omvandlas till PFOA har i december 2016 röstats igenom för Reach, men är inte införd i lagstiftningen ännu.

Det finns fler än 3000 PFAS-ämnen, varav den största gruppen utgörs av polymerer. Information om mängder och användning saknas för många av dessa ämnen. Detta beror på att många av de högfluorerade ämnena kommer in i EU och Sverige genom import av varor, och för dessa saknas i stort sett kontroll. En annan anledning till avsaknad av information är att många högfluorerade ämnen är mycket potenta och därför endast behöver användas i låga koncentrationer. Inom Reach finns krav att registrera ett ämne som tillverkas eller importeras i mängder om minst 100 ton per tillverkare/importör och år i EU. Vid de låga volymer som det kan handla om för PFAS är krav på information mycket låga eller obefintliga. Reglering finns idag (innan begränsningen av PFOA träder i kraft) endast för ett fåtal högfluorerade ämnen. Cirka 2 – 3 procent av fibervikten kan utgöras av PFAS när det gäller textilier, och omkring 15 procent för syntetmattor. För papper är det vanligt med en halt på 1 – 1,5 procent i den färdiga varan. Medelåldern på textilavfall ligger någonstans mellan drygt 2 – 3 år. Pappersförpackningar har en livslängd på någon vecka.

Fluorerade polymerer som används bland annat i pappersförpackningar och textil kan under avfallsbehandlingen brytas ner till stabila PFOA. Idag materialåtervinns den största delen av de pappersförpackningsavfallet. Ungefär 82 procent av de cirka 530 667 tonnen pappersförpackningar som sattes på marknaden år 2015 samlades in för materialåtervinning, även om en andel av detta blir rejekt i materialåtervinningsprocesserna. Den absolut största delen av textilen som sätts på

marknaden (121 000 ton år 2013) går direkt till energiåtervinning via hushållsavfallet, brännbart avfall på ÅVC samt rejekt från insamling för återanvändning och materialåtervinning, medan endast 3 – 5 procent materialåtervinns. Inget av avfallsslagen går till destruktions i högtemperaturförbränning, vilket är den enda avfallsbehandling som troligen destruerar ämnena med en destruktions effektivitet närmre 100 %. Fluorerade polymerer är liksom de andra högfluorerade ämnena idag inte reglerade i kemikalielagstiftningen, trots att de vid avfallsbehandling kan brytas ner till ämnen med farliga egenskaper. Förhoppningsvis medför den kommande regleringen av PFOA att fluorerade polymerer inte längre kommer att användas i papper och textil. Förutsatt att de inte substitueras mot andra farliga kemikalier så kan detta leda till ökad återvinningspotential av dessa material.



Figur 3. Övergripande figur på valda produkter innehållande fluorerade polymerer, de avfallsfraktioner som produkterna hamnar i, möjlig avfallsbehandling samt vad som händer med de fluorerade polymererna vid de olika behandlingarna.

## Kortkedjiga klorparaffiner: kommersiell SCCP

Kortkedjiga klorparaffiner (SCCP) är en grupp ämnen som består av alkaner med 10 – 13 kolatomer och används som mjukgörare i PVC-plast och som flamskyddsmedel och impregnering. SCCP är begränsad via POPS-förordningen, är upptagen på kandidatförteckningen och är ett persistent, biackumulerande och toxiskt ämne (PBT-ämne). Trots förbud mot SCCP har KEMI identifierat flera plastvaror innehållande SCCP i halter överskridande gällande regler, se nedan. Plastprodukter som förekommer i hemmiljö och som kan innehålla SCCP har studerats i projektet (exklusive plast i elektronik). Varuguiden visar att den registrerade mängden SCCP sjunkit till närmast obefintlig grad men trots det betyder det inte att SCCP-tonnaget i Sverige är lågt då importen av varor troligtvis står för en stor del av den SCCP som finns i svenska plastflöden idag.

Eftersom fokus på produktgrupp vad gäller SCCP är en bred grupp och omfattar plastvaror som oftast används i hushåll exkluderat produkter som räknas som farligt avfall (fortsättningsvis hushållsprodukter), finns det många vägar plasten kan ta när den blir avfall. Icke-farligt plastavfall från hushåll kan vara i form av förpackningsplast, skrymmande plastavfall som oftast hamnar på ÅVC, även kallad kommunplast, eller andra mindre plastprodukter som är annat än plastförpackningar. I avfallsled sorteras förpackningsplast separat och kommunplast samlas in på ÅVC:er. Övriga plastprodukter hamnar i hushållens restavfall som skickas till energiåtervinning. Cirka 70 procent av alla plastförpackningar energiåtervinns eller förbränns i cementindustrin.

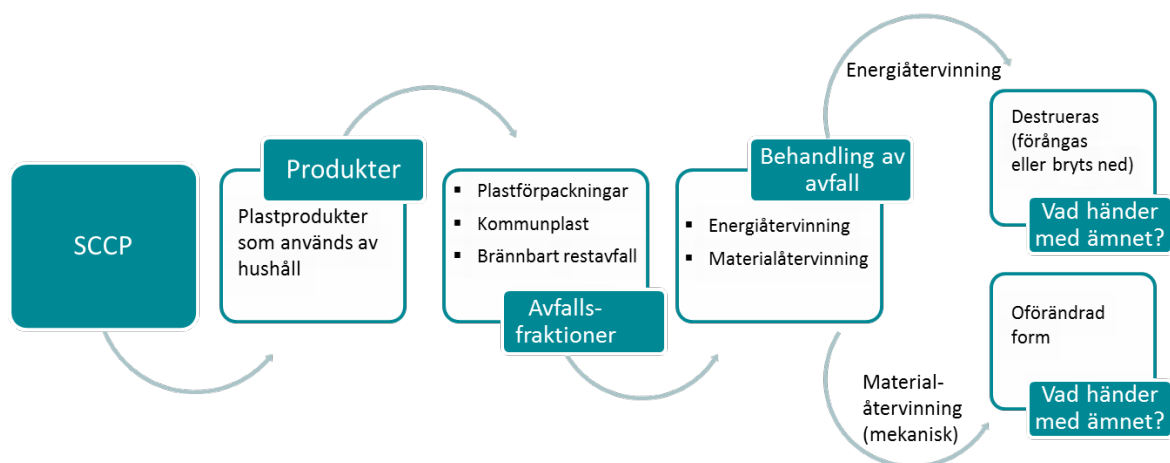
Cirka 5000 ton kommunplast skickades till materialåtervinning av de 7000 ton som samlades in 2015.

Då SCCP är upptagen i POPs-förordningen som gäller vid förekomst över 0,15 procent i alla varor som sätts på EU-marknaden gäller krav på irreversibel destruktion. Godkända destrueringstekniker finns återgivna i förordningens artikel 7.2, bland annat:

- kemisk-fysikalisk behandling
- förbränning på land (högtemperaturförbränning)
- användning som bränsle
- separering från isolering från avfallet och bortskaffning enligt ovan (vid materialåtervinning).

Då klorparaffinerna innehåller mer än 1 procent klor bör industriutsläppsdirektivets regel om temperatur på 1100 grader beaktas vid förbränning av farligt avfall innehållande hög andel klorparaffiner. Detta är möjligt för identifierade källor. Det som förekommer i hushållsprodukter kommer fortfarande till viss del hamna i konventionella avfallsförbränningsanläggningar tillsammans med restavfallet. PVC plast bör till så hög utsträckning som möjligt sorteras ut för att inte kontaminera icke-kontaminerat plast som kan materialåtervinnas.

Vid mekanisk materialåtervinning nås inte tillräckligt höga temperaturer för att destruera SCCP och ämnet följer med in i den sekundära produkten. Vid energiåtervinning destrueras troligtvis SCCP på grund av den höga temperaturen och SCCP:s relativt låga värmestabilitet. Men slutsatser som endast underbyggs av temperatur är vagt underbyggda och destruktionsgraden beror också till stor del på faktorer som tid, turbulens och de stökiometriska förhållandena.



Figur 4. Övergripande figur på ämnet SCCP, produktgruppen plastvaror i hemmiljö som SCCP finns i samt hur dessa produkter tas om hand i avfallsled och vad som händer med SCCP vid de olika behandlingarna.

## Organofosfater: TPP

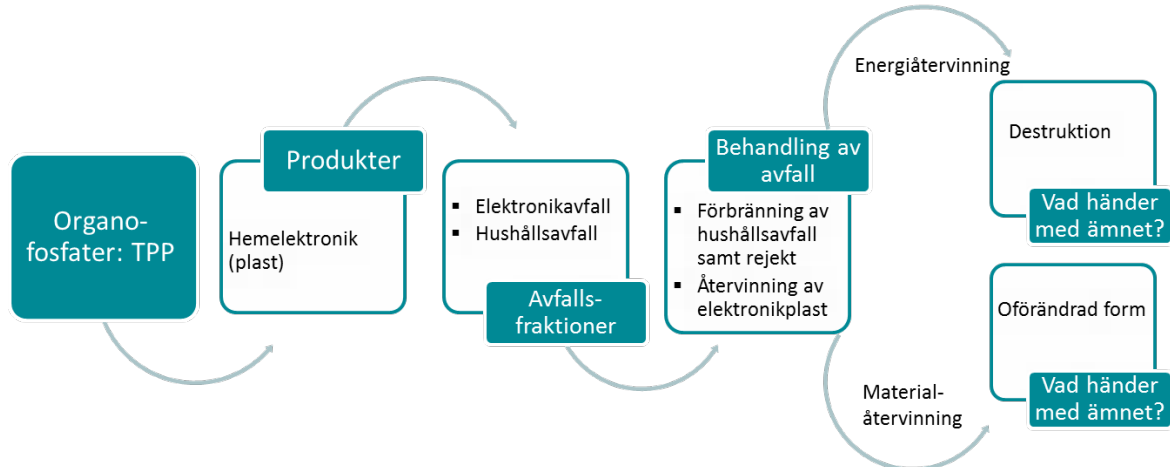
Trifenylfosfat (TPP) hör till gruppen organofosfater som består av ett 20-tal ämnen som används som flamskyddsmedel och mjukgörare. TPP har en bred användning som både mjukgörare och flamskyddsmedel, också i kombination med andra flamskyddsmedel. TPP misstänks vara

hormonstörande (androgenreceptorligand) och skall utvärderas avseende detta inom den Europeiska kemikalielagstiftningen. Den är också giftig för vattenlevande organismer.

Ungefär 70 procent av den TPP som användes i Sverige år 2014 användes i råmaterial vid tillverkning av plast, och vi har här valt att titta på produktgruppen hemelektronik. Det finns exempel på halter av TPP i plast från hemelektronik på upp till 10 procent. Livslängden på elektrisk och elektronisk utrustning varierar mellan ungefär 3 år (till exempel mobiltelefoner) och 15 år (till exempel kylskåp).

Hemelektronik samlas till mycket stor del in för materialåtervinning, och ungefär 178 570 ton går till någon typ av återvinning, antingen materialåtervinning (ca 80 procent), eller energiåtervinning. Det blir en del rejekt (ca 8 procent) från materialåtervinningsprocesserna som energiåtervinns. Även hemelektronik som felsorteras till hushållens brännbara avfall energiåtervinns. Det sker också en del olaglig export (ca 10 procent).

Vid materialåtervinning av elektronikplast så bryts TPP troligen inte ner, utan finns fortsatt kvar i materialet, och följaktligen även i de produkter som tillverkas av den återvunna plasten. Vid energiåtervinning och destruktion i högtemperaturförbränning däremot så destrueras TPP. Flödet av elektronikavfall är komplicerat, och det är inte helt klarlagt hur stor andel elektriskt och elektroniskt avfall som felsorteras i hushållens brännbara fraktion, eller som blir rejekt i materialåtervinningsprocesserna. Detta beror till stor del på att elektronikavfall importerats och exporterats, legalt såväl som illegalt. Då TPP inte är begränsat i kemikalielagstiftningen så är materialåtervinning tillåten för elektronikplast som inte innehåller andra särskilt farliga ämnen, vilka inte bör recirkuleras i kretsloppen. För sådan elektronikplast kan destruktion i högtemperaturförbränning vara en bättre lösning.



Figur 5. Övergripande figur på valda produkter innehållande TPP, de avfallsfraktioner som produkterna hamnar i, möjlig avfallsbehandling samt vad som händer med TPP vid de olika behandlingarna.

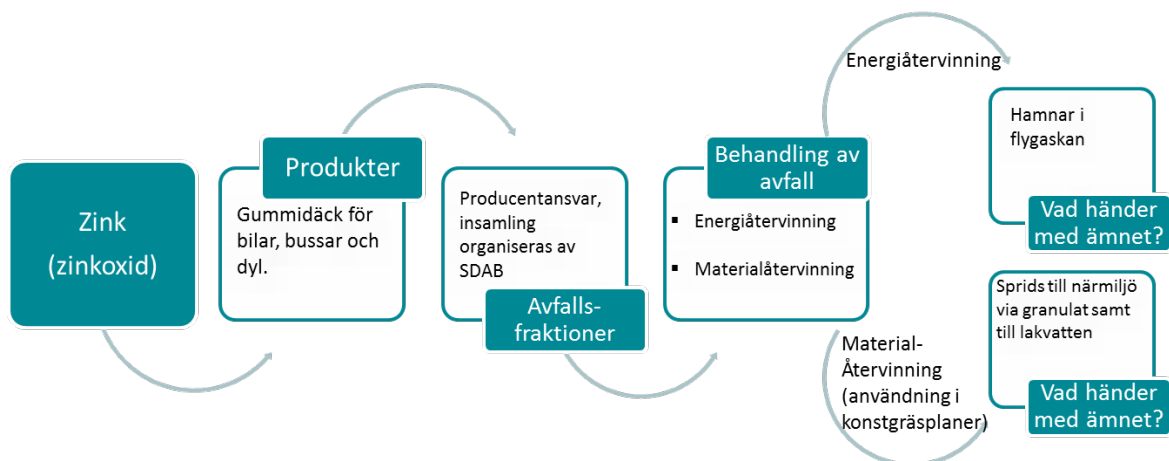
## Zink: Zinkoxid

Zink används i många applikationer, bland annat för vulkanisering av gummidäck då oftast i form av zinkoxid. Zinkoxid är ett prioriterat riskminskningsämne enligt PRIO-databasen på grund av sin miljöfarlighet och sina långtidseffekter i miljön.

Enligt Varuguiden finns zinkoxid i högt tonnage i gummidäck av butadiengummi och naturgummi med en halt på 2,0 till 5 procent. Enligt en äldre studie från SCB (2008) var nettoinflödet av däck (import – export + inhemsk produktion) ca 150 000 ton år 2005. Däcken används i ca 4 – 5 år innan de uttjänta, som täcks av producentansvar, samlas in av Ragn-Sells på uppdrag av Svensk Däckåtervinning AB. Årligen samlas cirka 80 000 ton uttjänta däck in varav cirka hälften går till någon form av materialåtervinning (34 procent till användning i allvädersplaner och lekplatser) och en tredjedel till energiåtervinning. 17 procent används som bränsle och tillsatser i cementindustrin.

Däck klassas inte som farligt avfall och får energiåtervinnas i konventionella avfallsförbränningsanläggningar förutsatt att anläggningen lever upp till emissionskraven. Det är svårt att dra några slutsatser kring däck eftersom det saknas tillräcklig information kring hur miljöfarlig zink är i omgivande miljö vid materialåtervinning på allvädersplaner och lekplatser. En färsk studie från ECHA (2017) visar att hälsoriskerna dock är låga.

Energiåtervinning av däck verkar inte ge några miljö- eller hälsoskadliga effekter från zinkoxid, men då miljövärden förloras vid energiåtervinning är det fördelaktigt ur resurseffektivitetssynpunkt att återvinna däckmaterial. Eftersom zink hamnar i botten- och flygaska borde den kunna utvinnas. I Schweiz genomförs detta på industriell skala och i Sverige har Renova utfört försök.



Figur 6. Övergripande figur på valda produkter innehållande zinkoxid, de avfallsfraktioner ämnet/produkten hamnar i, möjlig avfallsbehandling samt vad som händer med zinkoxiden vid de olika behandlingarna.

## Summary

Environmental non-toxicity goals carry with them challenges in the work and goals on resource efficiency and in particular material recycling. The hazardous properties of waste determine the way in which the waste is treated. This report describes the implications certain chemical substances present in products have on waste treatment and what happens with the substance if the product is materially recycled or incinerated. The substances and products are chosen based on formulated criteria, for example toxicity, inclusion in chemical legislation and concentration in specific products. The following chemicals and products have been studied: chlorofluorocarbons (CFC, HCFC and HFC) in cellular plastic insulation, diisononyl phthalate (DINP) in insulated cables, perfluoroalkyl substances (PFAS) in paper and food packaging as well as textiles, short-chained chloroparaffins (SCCP) in plastic household products, triphenyl phosphate (TPP) in household electric and electronic products and zinc oxide in tires. The following paragraphs summarize the main conclusions for each substance/product.

Chlorofluorocarbons (CFC, HCFC and HFC) are effective green-house gases. CFC and HCFC also contribute to the depletion of the ozone layer. Under the Montreal protocol the chemicals are therefore banned from usage, however they are still present in long-life products such as cellular plastic insulation in buildings. It has been estimated that approximately 2,000 tons of CFC remained in building products in 2016 (note that HCFC and HFC are not taken into account). The legislation on how insulation containing chlorofluorocarbons should be treated in Sweden can be difficult to comprehend if not read chronologically. The waste can either be separated at source as hazardous waste and sent to destruction, or incorrectly sorted and mixed with other waste fractions. The incorrect sorting of the waste probably occurs due to unidentified sources or issues related to the work environment. In cases where the hazardous waste is mixed with other wastes, such as combustible waste, the waste becomes diluted and may thus be treated in conventional waste incineration plants. The risk involved with such treatment is that the chlorofluorocarbons may leak out into the atmosphere as the waste is treated less carefully (e.g. during transport or it can be fragmented in uncontrolled conditions prior to incineration). Hence the problem lies in shortcomings and violations of legislation during the demolition phase. Increased supervision and facilitation is necessary during the demolition and sorting phase in order to make sure that the insulation containing chlorofluorocarbons are managed properly.

The phthalate DINP is mostly used as a plasticizer in PVC-plastics and the use in children's toys is regulated in Reach legislation. Approximately 50 per cent of the insulated cables consist of PVC-plastic with phthalate concentrations ranging from 20 to 30 per cent. In 2010 approximately 7,000 tons of PVC was sold in Scandinavia for cable manufacturing. Approximately 40,000 to 45,000 tons of cable is collected in Sweden every year out of which 70 per cent consists of PVC-cable, mostly from the demolition of buildings. The cable waste is either materially recycled (economic value in the metal), incinerated with energy recovery or exported. The plastic may also be materially recycled in some cases in connection to the metal recycling. During incineration DINP is most likely destructed. When materially recycled however, DINP stays in the secondary material and will be part of the products produced with the material. When only considering the DINP-content in PVC-plastic, DINP-containing PVC should be materially recycled as (so far) the phthalate is not regulated in chemical legislation. PVC containing Substances of Very High Concern should however be sent to destruction via high-temperature incineration (1100 °C). Even if Substances of Very High Concern are probably destructed in conventional energy recovery facilities, incineration of PVC may cause corrosion in the plant.

PFAS is today used in many products due to their desired technical properties e.g. they are fat and dirt repellent and can withstand high temperatures. PFAS can be degraded to perfluorooctanoic acid (PFOA), a more stable compound that accumulates in the environment. A restriction on PFOA and all substances that can be transformed into PFOA has been voted for REACH in December 2016. But before that restriction is performed, most of these substances are not restricted. It is difficult to find information on the use and amounts of PFAS as very low concentrations are often needed of the potent chemicals and Reach demands registration when at least 100 tons per producer and year is produced or imported. Approximately 2 – 3 per cent of the fiber weight in textiles may consist of PFAS and up to 15 per cent in synthetic carpets. 1 – 1.5 per cent can usually be found in paper products. This study focuses on fluorinated polymers, which is a kind of PFAS that is commonly used in textile and paper, and can be degraded into the more stable PFOA. Today most of the paper package waste is materially recycled; approximately 82 per cent of the 530 667 tons paper packaging products put on market (in 2015) were collected for recycling in 2015. Most of the 121 000 tons of textile put on market (in 2013) end up in the household waste and treated in waste incineration plants with energy recovery. Textile waste is also collected in the combustible waste fraction in recycling centers and in a waste fraction from the sorting of textiles to reuse and material recycling (only 3 – 5 per cent is materially recycled). None of these waste fractions end up in high-temperature incineration plants - the necessary treatment for the destruction of fluorinated polymers. Similar to the other PFAS-substances, fluorinated polymers are as of yet not regulated in chemical legislation. Hopefully, the new regulation regarding PFOA will lead to the prohibition of the use of fluorinated polymers in paper and textiles, which would increase the potential of material recycling of the materials.

SCCP is a group of substances that are used as plasticizers in PVC-plastic as well as flame retardant agents and impregnation. SCCP: s are regulated through the POPs regulation and are also included on the Reach Candidate List and is PBT-classified (persistent, bio-accumulating and toxic). Although the use of SCCPs is prohibited, the Swedish Chemicals Agency found SCCP in several plastic products in concentrations exceeding what is permitted. This study focuses on SCCP in plastic products used in the home environment, excluding electronic/electrical products. Around 7000 tons of plastic products from the home environment are collected yearly in Sweden, and out of that, around 5000 tons go to material recycling. The POPs regulation requires that all products put on the EU-market containing over 0.15 per cent SCCP are to be destructed after use. The Industry Emission Directive requires high-temperature destruction when the chlorine content exceeds 1 percent and thus SCCP-containing waste should be destructed in such a manner. This can be conducted for identified sources; however most household products end up in conventional waste incineration plants. PVC plastic should as widely as possible be sorted out so not to contaminate plastic suitable for material recycling. In mechanical recycling, the temperature levels are not sufficient to destruct SCCPs and the substances are transferred into the secondary product. In energy recovery via incineration SCCPs are most likely destructed due to the high temperatures, however conclusions that are solely based on temperature are vaguely substantiated and factors like time, turbulence and stoichiometric conditions should also be considered.

TPP belongs to the group organophosphates and consists of approximately 20 substances used as flame retardants and plasticizers. TPP is suspected to be endocrine disruptive and will be evaluated within the European chemical legislation. The substance is also toxic for aquatic organisms. This study focuses on TPP present in electronic products used in households where approximately 178 570 tons go to some sort of recycling, 80 per cent of the collected waste is materially recycled and the rest is either incinerated with energy recovery or exported. There have been cases where TPP was found in electronic plastic components in concentrations up to 10 per cent. When plastic used in electronics is materially recycled, TPP is most likely transferred to the secondary material and is not destructed. In energy recovery via incineration however, TPP is

destructured. As TPP is not restricted in the chemicals legislation, material recycling is recommended for plastics used in electronics that does not contain Substances of Very High Concern. High-temperature incineration may be a suitable alternative for plastic that does contain such substances.

Zinc oxide is a prioritized risk-reduction substance and included in the PRIO data base due to its environmental toxicity and long-term effects on the environment. According to the Swedish Commodity Guide the highest registered amounts can be found in rubber tires in concentrations ranging from 2 to 5 per cent. Every year approximately 80,000 tons of tire waste is collected and half is materially recycled (34 per cent is used to build playgrounds), a third is sent to energy recovery via incineration and 17 per cent is used as fuel in the cement industry. Tires are not classified as hazardous waste and may be incinerated in conventional waste incineration plants if the plant lives up to emission requirements. Due to lack of information it is hard to draw conclusions concerning how toxic zinc oxide is for the surrounding environment when used in playgrounds. A recent report from ECHA (2017) however, found that the health-related risks are low. Incinerating tires in energy recovery plants does not seem to cause any environmental- or health related effects from zinc oxide, however as environmental values are lost through energy recovery; it is recommended that tires are materially recycled when regarding resource efficiency aspects. As zinc end up in the bottom and fly ash the zinc should be extracted, this is for example done in Switzerland in an industrial scale. In Sweden, Renova has also attempted the extraction of zinc from bottom and fly ash.



# 1 Inledning

Avfallsförbränningens roll ur energiförsörjningssynpunkt är ett väl utforskat område. Lika utforskat är däremot inte avfallsförbränningens roll för att avgifta samhället. Det avfall som genereras och som delvis går till avfallsförbränning speglar vår konsumtion av produkter i samhället, produkter som kan innehålla farliga ämnen eller som har förorenats under sin användning. I takt med en ökad materialåtervinning blir också frågan om farliga ämnen i varor mer och mer aktuell eftersom farliga ämnen riskerar att recirkuleras i samhället. Mål om ökad materialåtervinning är en utmaning för mål om giftfria kretslopp. Det syns inte minst i de nationella miljö kvalitetsmålen där ökad resurseffektivitet och giftfria kretslopp är i fokus och inte alltid enkla att förena.

Miljö kvalitetsmålet "Giftfri miljö" handlar kortfattat om att förekomsten av ämnen i miljön som har skapats i eller utvunnits av samhället inte ska hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden. Regeringen har dessutom fastställt sex preciseringar av miljö kvalitetsmålet som tydligare ska ringa in målets innebörd. Förutom miljö kvalitetsmålet finns etappmål om farliga ämnen som ska underlätta möjligheterna att nå miljö kvalitetsmålet. Det finns åtta etappmål om farliga ämnen:

- Särskilt farliga ämnen (dessa ämnen ska fasas ut ur kretsloppen)
- Kunskap om ämnens hälso- och miljöegenskaper
- Information om farliga ämnen i varor
- Utveckling och tillämpning av EU:s kemikalierregler
- Effektivare kemikalietillsyn inom EU
- Giftfria och resurseffektiva kretslopp
- Minskning av barns exponering för farliga kemikalier
- Ökad miljö hänsyn i EU:s läkemedelslagstiftning och internationellt

Med särskilt farliga ämnen avses i Reach de ämnen vars egenskaper är så farliga att användningen bör fasas ut. Det är ämnen som är cancerframkallande, reproduktionsstörande eller mutagena (CMR 1A/ 1B) samt ämnen som är persistenta, bioackumulerande och toxiska eller mycket persistenta och mycket bioackumulerande (PBT eller vPvB). Enligt miljö kvalitetsmålet Giftfri miljö ska även ämnen som är hormonstörande eller kraftigt allergiframkallande betraktas som särskilt farliga. Kvicksilver, kadmium och bly räknas också som särskilt farliga ämnen. Viktigt att tänka på är att om ett återvunnet material används i nya varor så måste varan uppfylla gällande kemikalielagstiftning, alltså produktspecifik lagstiftning.

I en av preciseringarna till miljö kvalitetsmålet "God bebyggd miljö" står att avfall ska förebyggas samtidigt som resurserna i det avfall som uppstår tas till vara i så hög grad som möjligt samt att avfallets påverkan på och risker för hälsa och miljö minimeras.

Kemikalieinspektionen fick 2010 i uppdrag av regeringen att ta fram en handlingsplan för en giftfri vardag för 2011 – 2014. Regeringen beslutade 2014 att förlänga handlingsplanen till 2020. I arbetet med handlingsplanen prioriteras bland annat arbetet med EU:s kemikalielagstiftning och tillsyn av farliga ämnen i varor. Hur riskerna med högluorade ämnen kan minska är ett prioriterat område i planen, ett område även i fokus för åtgärdsförslag. Inom handlingsplanen för en giftfri vardag har Naturvårdsverket fått i uppdrag att bidra till arbetet med farliga ämnen i ett

livscykelperspektiv i form av regeringsuppdraget om giftfria och resurseffektiva kretslopp. Arbetet med giftfria och resurseffektiva kretslopp handlar främst om att öka materialåtervinningen utan att det medför risker för miljön och människors hälsa på grund av spridning och exponering av farliga ämnen<sup>2</sup>.

## 1.1 Problembeskrivning

Ökad resurseffektivitet är ett angeläget område i dagens miljöarbete. Olika begrepp och olika perspektiv är aktuella beroende på sammanhang. Cirkulär ekonomi, förebyggande, återanvändning och materialåtervinning av avfall, samt giftfria och resurssnåla kretslopp, är begrepp vars innehåll till många delar överlappar varandra. Ökad materialåtervinning är en gemensam nämnare i alla dessa sammanhang. Avfallssektorn har en viktig roll i att bidra till att möjliggöra ökad materialåtervinning.

En stor utmaning för ökad materialåtervinning är förekomsten av särskilt farliga ämnen i avfallsströmmar. Detta gäller både metaller och organiska kemikalier i form av additiver och annat medvetet tillsatt innehåll i material och varor, men också risker i form av kontamineringar, såväl kemiska som biologiska (till exempel riskklassat sjukhusavfall). Viktigt att tänka på är att om ett återvunnet material används i nya varor så måste varan uppfylla gällande kemikalielagstiftning, alltså produktspecifik lagstiftning.

Kunskap om vilka avfallsflöden som innehåller farliga ämnen och särskilt farliga ämnen kan därmed bidra till att underlätta för materialåtervinning genom att oönskade materialströmmar kan tas bort effektivare ur kretsloppet, och att endast lämpliga material återvinns. Sådan information om avfallsflöden är dock förhållandevis otillgänglig. En annan, men lika viktig aspekt är att samhället också behöver avlägsna särskilt farliga ämnen ur kretsloppet. Detoxifiering kan ske genom att de farliga ämnena avlägsnas ur materialet innan materialåtervinning, eller om "dekontaminering" inte är möjligt med dagens hantering och teknik så kan förbränning vara ett alternativ. Med energiåtervinning menar vi i denna rapport förbränning vid avfallsförbränningsanläggningar där förbränningstemperaturerna normalt håller sig kring 850 °C, och med destruktionsmenar vi högtemperaturförbränning vid ca 1100 °C.

## 1.2 Syfte

Projektets huvudsyfte är att med hjälp av ett antal exempel på ämnen och produktgrupper belysa vad som händer med ämnet vid materialåtervinning respektive förbränning.

Projektresultaten kan förse Avfall Sveriges medlemmar, andra aktörer verksamma inom avfalls- och återvinningsområdet samt producent- och konsumentled med kunskapsunderlag om farliga ämnen i varor och material, som ska leda till säkrare och ökad materialåtervinning och bidra till att "rätt sak hamnar på rätt plats".

---

<sup>2</sup> <http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Regeringsuppdrag/Redovisade-2016/giftfria-och-resurseffektiva-kretslopp/>

## 1.3 Målsättning

Projektet har som målsättning att svara på följande frågeställningar:

- I vilka produkter/produktgrupper finns ämnena/ämnesgrupperna som projektet avgränsat sig till?
- Hur ser flödena av dessa produkter/produktgrupper ut? Beroende på produkternas förväntade livslängder är det sannolikt att det finns relativt stora mängder upplagrade produkter i samhället.
- Hur omhändertas produkterna/produktgrupperna i avfallsled? Sannolikt kan produkterna både finnas i avfallsströmmar till materialåtervinning och avfallsströmmar till förbränning, men hur fördelningen ser ut är viktigt att undersöka.
- Vad händer med de studerade ämnena/ämnesgrupperna beroende på var i avfallssystemet de hamnar (fokus på materialåtervinning och förbränning)? Till exempel om produkterna går till förbränning, vad händer med ämnena/ämnesgrupperna i förbränningsprocessen? Förstörs ämnena eller kan det till och med bildas nya farliga ämnen? En viktig del i arbetet är att undersöka var i utgående strömmar som ämnena/ämnesgrupperna återfinns.

## 1.4 Kunskapsläget

Inom regeringsuppdraget om giftfria och resurseffektiva kretslopp har Naturvårdsverket bland annat tagit fram rapporten "Särskilt farliga ämnen, avfall och materialåtervinning". I rapporten finns ett antal avfallsströmmar beskrivna med avseende på särskilt farliga ämnen, huruvida förekomst av särskilt farliga ämnen motiverar särskild uppmärksamhet vid materialåtervinning, bedömning om materialåtervinning av 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 ett annat sätt.

Redan idag finns regelverk som säger att avfall som innehåller vissa farliga ämnen ska gå till destruktion. EU:s förordning om långlivade organiska föroreningar, den så kallade POPs-förordningen, förbjuder eller begränsar tillverkning och användning av ämnen med särskilt allvarliga hälso- och miljöfarliga egenskaper. I bilaga IV i förordningen listas 24 ämnen/ämnesgrupper. Om avfall består av, innehåller eller förorenats med dessa ämnen ska avfallet bortskaffas eller återvinnas på ett sätt som garanterar att långlivade organiska föroreningar förstörs eller omvandlas på ett irreversibelt sätt.

En studie genomförd på universitetet i Leuven, Belgien (Van Caneghem m. fl., 2010) visade genom teoretiska ansatser att avfallsförbränningen verkar som en sänka för POPs, det vill säga bildningen av POPs till följd av förbränningen är lägre jämfört med den mängd som destrueras i förbränningsprocessen. Studien visade också att temperaturen har en betydande påverkan där högtemperaturförbränning är betydligt mer effektivt för att destruera POPs jämfört med konventionell samförbränning även om koncentrationen av några studerade POPs i rökgaserna är mycket små för båda förbränningstyperna.

Det finns också regelverk med fokus på speciella varugrupper som till exempel Leksaksdirektivet (2009/48/EG) (reglerar till exempel migration av doftämnen och metaller), RoHS-direktivet (2011/65/EU) (reglering av till exempel bly och kadmium i elektronik) och Förpackningsdirektivet (94/62/EG) (reglerar tungmetaller i förpackningar).

Även om flera regelverk begränsar eller omöjliggör användningen av vissa ämnen/ämnesgrupper i nya produkter saknas en sammanställning över vilka produkter/produktgrupper som ämnena framförallt förekommer i och som därmed av försiktighetskäl inte bör materialåtervinnas. Det saknas också en sammanställning över vad som händer med, åtminstone vissa, farliga ämnen vid olika typer av avfallsbehandling. Trots befintliga regelverk förekommer farliga ämnen i otillåten mängd i varor, se till exempel Kemikalieinspektionens tillsynsrapport om plastvaror från 2015 (KEMI, 2016).

## 2 Metod

Projektet har genomförts baserat på fyra aktiviteter, beskrivna under "Genomförande". Projektet har framförallt sammanfört befintlig kunskap genom litteratur, information i databaser (till exempel Varuguiden och Echa) och telefonintervjuer (i den mån litteraturen ansetts ofullständig). Kemikalieinspektionens tillsynsrapporter, material från forskningsprogrammet Chemitecs och bland annat SMED<sup>3</sup>-rapporter har också varit användbara i projektet.

Projektet avgränsade sig till att kartlägga produkter som går till materialåtervinning och förbränning. Deponering och återanvändning exkluderades därmed ur studien. Det innebär inte att deponering och återanvändning är irrelevant, men det sågs som lämpliga avgränsning för att uppfylla projektets syfte.

Den röda tråden i projektet var att utgå från de identifierade ämnena/ämnesgrupperna enligt en trattliknande struktur för att tillslut mynna ut i slutsatser kring vilka produkter/produktgrupper som inte bör materialåtervinnas på grund av sitt innehåll av ämnena/ämnesgrupperna.

### 2.1 Genomförande

**Aktivitet 1:** Identifiering av lämpliga ämnen/ämnesgrupper att avgränsa projektet till.

Inledningsvis identifierade projektgruppen tillsammans med referensgruppen sex ämnen/ämnesgrupper som utgjorde fokus för studien och som projektets fortlöpande delar avgränsade sig till. Ett antal bedömningskriterier togs fram för att identifiera ämnen/ämnesgrupper, se "Bedömningskriterier". Dessa bedömningskriterier stämdes av med projektets referensgrupp som också gavs chans att ge synpunkter på de ämnen/ämnesgrupper som tillslut föreslogs av projektgruppen. Projektgruppen fastslog därefter vilka ämnen/ämnesgrupper som projektet skulle avgränsa sig till.

**Aktivitet 2:** Kartläggning av förekomst av utvalda ämnen i produkter samt flöden av dessa produkter.

I aktivitet 2 kartlades i vilka produkter och tillämpningar de utvalda ämnena/ämnesgrupperna främst förekommer. Antalet produkter/produktgrupper för vilka flöden togs fram begränsades till en eller två per ämne/ämnesgrupp. Studien avgränsades till att endast omfatta det valda ämnet i

---

<sup>3</sup> SMED står för Svenska Miljö Emissions Data och är namn på ett konsortium där IVL Svenska Miljöinstitutet, Statistiska Centralbyrån (SCB), Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) och Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (SMHI) samarbetar.

den valda produktgruppen, även om andra relevanta ämnen och produktgrupper också kan förekomma.

**Aktivitet 3:** Undersökning av hur produkterna tas omhand i avfallsled och vad som då händer med ämnena i fokus.

Baserat på kartläggningen av produkter och produktgrupper i aktivitet 2 undersöktes hur produkterna tas omhand i avfallsled. Utgångspunkten i aktivitet 3 var kunskap om det svenska avfallssystemet och i vilka avfallsfraktioner som produktgrupperna ska hamna. Beskrivningar av i vilka avfallsfraktioner produktgrupperna hamnar på grund av exempelvis felsortering gjordes också. När de aktuella avfallsfraktionerna undersökts kartlades hur avfallsfraktionerna vanligtvis behandlas. Genom litteratur samt intervjuer undersöktes vad som händer med produkterna/produktgrupperna baserat på hur avfallet behandlas (genom förbränning eller materialåtervinning). Även kunskapsluckor har identifierats.

**Aktivitet 4:** Syntes kring vilka produkter som bör gå till förbränning och till materialåtervinning på grund av sitt innehåll av farliga ämnen.

Aktivitet 1-3 gav kunskap om var ämnena/ämnesgrupperna i fokus för studien återfinns i produktled, vad som händer med produkterna i avfallsled och vad som då händer med ämnena. Detta gör att de utvalda ämnena kan följas från produktled, till avfallsled och till materialåtervinning och/eller förbränning, vilket ger förståelse och insikt kring vilka produkter/produktgrupper som på grund av sitt potentiella innehåll lämpar sig för förbränning respektive materialåtervinning.

## 2.2 Faktaunderlag och begränsningar

De produkter som valts ut representerar ett urval av alla de produkter och applikationer som ämnena används i. Informationen om mängder av ett visst ämne i en viss produkt har främst tagits från Kemikalieinspektionens databaser. Det finns begränsningar i faktaunderlaget, vilka beskrivs i texten nedan.

### 2.2.1 Varuguiden

Varuguiden<sup>4</sup> har uppgifter om vilka material och ämnen som kan finnas i varor på den svenska marknaden. Uppgifter om vilken typ av material som ingår i vilka varor baseras på den danska Miljöstyrelsens undersökning i Miljöprojekt 281 (Miljö- och Energiministeriet Miljöstyrelsen, 1995), där en omfattande kartläggning av varors sammansättning gjordes genom att tillfråga varuproducenter. Den danska undersökningen gjordes 1993. För olika motorfordon gjordes en uppdatering 2004. Exempel på kemiska ämnen som kan finnas i plaster, gummi och textila material är hämtade från Kemikalieinspektionens rapporter och ur handböcker. Informationen om mängder är hämtade från SCB:s uppgifter om import, export och produktion av varor under tre specifika år (1996, 2001, 2007) och i vissa fall saknas uppgifter om mängder. I varuguiden söker man på CAS-nummer<sup>5</sup>, och i de fall då vi undersökt ämnesgrupper har det inte alltid varit möjligt att titta på

---

<sup>4</sup> <https://webapps.kemi.se/varuguiden/>

<sup>5</sup> Chemical Abstracts Service Number: registreringsnummer för kemikalier som fungerar internationellt.

alla ingående CAS-nummer. Alla CAS-nummer som tagits fram inom studien finns inte heller i Varuguiden.

## 2.2.2 Kemi-Stat och produktregistret

Kemi-Stat<sup>6</sup> bygger på data i Kemikalieinspektionens produktregister och bekämpningsmedelsregister. I produktregistret<sup>7</sup> lagrar Kemikalieinspektionen information om kemiska produkter och biotekniska organismer som tillverkas i eller förs in till Sverige och om hur de används. Varor som i många fall importeras som färdigförädlade varor omfattas inte av någon registreringsplikt och finns därför inte i detta register.

# 3 Val av ämnen/ämnesgrupper

## 3.1 Bedömningskriterier

Ett antal bedömningskriterier togs fram med hjälp av projektgruppen. Referensgruppen bestående av representanter från förbränningsbranschen och myndigheter fick ge sin input till bedömningskriterierna för urvalet av ämnen/ämnesgrupper.

1. Ämnen som finns i kemikalierrelevant lagstiftning (behöver inte vara att de är förbjudna) (till exempel RoHS eller kandidatförteckningen<sup>8</sup>). Här omfattas till exempel ämnen som har blivit förbjudna/begränsade sedan produktgruppen tillverkades (till exempel ämnen i TV-apparater som kanske tillverkades för 10 år sedan och nu blir avfall).
2. Ämnen som används i väsentlig utsträckning som kemiska additiver i produkter (dvs. finns kvar i produkten när den blir avfall).
3. Ämnen som finns i produkter/produktgrupper som är omfattande på marknaden, d.v.s. ger upphov till stora avfallsflöden. Även produkter/produktgrupper som ger upphov till små flöden men med stor spridning i samhället.
4. Att produkterna som ämnena finns i åtminstone delvis går till materialåtervinning idag.
5. Ämnen som inte finns i kemikalierrelevant lagstiftning, men som av andra skäl bör undvikas. Exempelvis hälso- och miljöskadliga ämnen som (ännu) inte begränsas i lagstiftningen.

Ytterligare några kriterier fanns med från början, men bedömdes sedan falla utanför projektets syfte och mål. Dessa var att titta på material som förorenar andra material till materialåtervinning och ämnen som kan komma att bli kritiska i framtiden.

---

<sup>6</sup> <http://webapps.kemi.se/kemistat/>

<sup>7</sup> <http://www.kemi.se/hitta-direkt/produktregistret>

<sup>8</sup> Kandidatförteckningen är en förtäckning över cirka 200 kemikalier klassade som särskilt farliga, en del av den europeiska kemikalielagstiftningen Reach. Särskilda krav kan gälla för tillverkare/importörer/distributörer vars produkter innehåller ämnen upptagna på kandidatförteckningen. <http://www.kemi.se/hitta-direkt/lagar-och-regler/reach-forordningen/kandidatfor-teckningen>

## 3.2 Ämnesval och motiveringar

Sex ämnen/ämnesgrupper valdes baserat på bedömningskriterierna och tillsammans med referensgruppen ut för att studeras i projektet. Vi har också valt att belysa en särskild produkt/avfallsproblematik kopplad till varje ämne eller ämnesgrupp.

**Tabell 1: Valda ämnen/ämnesgrupper med motiveringar enligt bedömningskriterierna (se 3.1).**

Ämne/ämnesgrupp	Motivering
<p>Freoner: CFC/HCFC/HFC</p> <p>Produktgrupp: Skumplaster för isolering</p>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. CFC förbjudet i Sverige sedan mitten på 90-talet och HCFC ska vara avvecklade till år 2030 (SFS 1988:716<sup>9</sup>), ozonnedbrytande. HFC ska begränsas<sup>10</sup>, växthusgas.</li> <li>2. Används bland annat till skumplaster för isolering<sup>11</sup>.</li> <li>3. Ca 72 ton CFC-ämnen från bygg- och rivningsavfall hanteras felaktigt i Sverige varje år (Naturvårdsverket, 2015a).</li> <li>4. Freon destrueras om materialet hanteras rätt, men mycket hanteras fel<sup>11</sup>.</li> </ol>
<p>Ftalater: DINP</p> <p>Produktgrupp: kablar och ledningar i PVC</p>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Förbjudet i leksaker och barnvårdsartiklar som kan stoppas i munnen av barn (enligt Reach bilaga XVII)<sup>12</sup>.</li> <li>2. Används främst som mjukgörare i mjuk polyvinylklorid (PVC)<sup>13</sup>.</li> <li>3. Ca 1000 ton DINP används i Sverige i växande antal produkter<sup>14</sup>. Ca 45 000 ton kablar samlas in/år i Sverige<sup>15</sup>.</li> <li>4. Kabelgranulat kan materialåtervinnas eller skickas till energiåtervinning<sup>15</sup>.</li> </ol>
<p>Högfluorerade ämnen: fluorerade polymerer</p> <p>Produktgrupp: textil och papper</p>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Oreglerade<sup>13</sup></li> <li>2. Används i textil/läder, papper, komponent i tryckfärg och färg samt i plast/gummi (KEMI, 2015).</li> <li>3. Stort antal ämnen som används i låga volymer p.g.a. att de är mycket potential<sup>13</sup></li> <li>4. Liten andel textilavfall återvinns (Naturvårdsverket, 2015b), och ca 80 procent av pappersförpackningar (Naturvårdsverket, 2016a), resten energiåtervinns.</li> <li>5. Extremt svårnedbrytbara och kan bioackumuleras i levande organismer<sup>13</sup></li> </ol>

<sup>9</sup> <http://www.notisum.se/rnp/sls/lag/19880716.HTM>

<sup>10</sup> <http://ozone.unep.org/>

<sup>11</sup> <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Klimat-och-luft/Ozonskiktet/Ozonnedbrytande-amnen/Amnen-som-bryter-ner-ozonskiktet/>

<sup>12</sup> <https://echa.europa.eu/documents/10162/57096439-2ddd-4f14-b832-85181a09f595>

<sup>13</sup> <https://webapps.kemi.se/varuguiden/AmneMaterial.aspx>

<sup>14</sup> [http://webapps.kemi.se/kemistat/ViewGraph.aspx?sprak=s&halsomilj=halsomilj\\_alle&kons=kons\\_alle&curval=namnCAS&storhet=enhet\\_kvant&box1=6917&startartal=1992&slutartal=2014&amneval=AmnesKorg&kapa=1&kodochnamn=1&debug=0](http://webapps.kemi.se/kemistat/ViewGraph.aspx?sprak=s&halsomilj=halsomilj_alle&kons=kons_alle&curval=namnCAS&storhet=enhet_kvant&box1=6917&startartal=1992&slutartal=2014&amneval=AmnesKorg&kapa=1&kodochnamn=1&debug=0)

<sup>15</sup> Personlig kommunikation via mail med Annika Boss, 2016-11-27.

<p>Kortkedjiga klorparaffiner (SCCP)</p> <p>Produktgrupp: konsumentprodukter av plast (inkl. plastförpackningar)</p>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. POPs-ämne. SVHC-ämne och finns på kandidatförteckningen<sup>16</sup>.</li> <li>2. Impregnering, flamskyddsmedel, mjukgörare i PVC-plast (KEMI, 2016a).</li> <li>3. Hittas i plastvaror, konsumentprodukter (KEMI, 2016c) och lågprisel elektronik (KEMI, 2016b).</li> <li>4. Konsumentprodukter av plast energiåtervinns eller återvinns via den s.k. kommunplasten (Fråne m. fl., 2012). Lågprisel elektronik samlas in enligt producentansvaret<sup>17</sup>, eller energiåtervinns om det felsorteras (Kjellsdotter Ivert m. fl., 2015).</li> </ol>
<p>Organofosfater: TPP</p> <p>Produktgrupp: hemelektronik</p>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Oreglerad<sup>18</sup></li> <li>2. Flamskyddsmedel och mjukgörare i plast<sup>19</sup>.</li> <li>3. Hemelektronik och ledningar/kablar i PVC<sup>20</sup>.</li> <li>4. Plast i hemelektronik återvinns, och energiåtervinns om det felsorteras<sup>21</sup></li> <li>5. Upptagen i Europeiska gemenskapens löpande handlingsplan för ämnesutvärdering<sup>21</sup> (CoRap), ska utvärderas 2017, pga. misstänkt hormonstörande<sup>22</sup>.</li> </ol>
<p>Zink: zinkoxid</p> <p>Produktgrupp: däck</p>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Oreglerad<sup>23</sup></li> <li>2. Används bl.a. som råmaterial vid tillverkning av gummivaror<sup>24</sup>.</li> <li>3. Bland annat gummidäck<sup>25</sup>.</li> <li>4. Däck går vanligen till återanvändning och energiåtervinning (Alongi-Skenhall m. fl., 2012). Även materialåtervinning via pyrolys<sup>26</sup>.</li> <li>5. Upptagen i CoRap, ska utvärderas 2017<sup>27</sup>. Klassad som ekotoxisk<sup>23</sup>.</li> </ol>

<sup>16</sup> <https://www.echa.europa.eu/web/guest/substance-information/-/substanceinfo/100.079.496>

<sup>17</sup> <http://www.el-kretsen.se/>

<sup>18</sup> <https://www.echa.europa.eu/web/guest/substance-information/-/substanceinfo/100.009.124>

<sup>19</sup> [http://195.215.202.234/fmi/xsl/spin/SPIN/spinUC62.xsl?-db=SPINstof&-skip=0&-max=1&casnr.op=eq&casnr=115-86-6&SPINnavn%3a%3anavn.op=eq&SPINnavn%3a%3anavn=&ec\\_nr.op=eq&ec\\_nr=&-lay=spincatuse&-find](http://195.215.202.234/fmi/xsl/spin/SPIN/spinUC62.xsl?-db=SPINstof&-skip=0&-max=1&casnr.op=eq&casnr=115-86-6&SPINnavn%3a%3anavn.op=eq&SPINnavn%3a%3anavn=&ec_nr.op=eq&ec_nr=&-lay=spincatuse&-find)

<sup>20</sup> <https://webapps.kemi.se/varuguiden/AmneVarugrupp.aspx>

<sup>21</sup> <https://echa.europa.eu/sv/regulations/reach/evaluation/substance-evaluation/community-rolling-action-plan>

<sup>22</sup> <https://echa.europa.eu/brief-profile/-/briefprofile/100.003.739>

<sup>23</sup> <https://echa.europa.eu/substance-information/-/substanceinfo/100.013.839>

<sup>24</sup> [http://195.215.202.234/fmi/xsl/spin/SPIN/spinUC62.xsl?-db=SPINstof&-skip=0&-max=1&casnr.op=eq&casnr=1314-13-2&SPINnavn%3a%3anavn.op=eq&SPINnavn%3a%3anavn=&ec\\_nr.op=eq&ec\\_nr=&-lay=spincatuse&-find](http://195.215.202.234/fmi/xsl/spin/SPIN/spinUC62.xsl?-db=SPINstof&-skip=0&-max=1&casnr.op=eq&casnr=1314-13-2&SPINnavn%3a%3anavn.op=eq&SPINnavn%3a%3anavn=&ec_nr.op=eq&ec_nr=&-lay=spincatuse&-find)

<sup>25</sup> <https://webapps.kemi.se/varuguiden/AmneVarugrupp.aspx>

<sup>26</sup> <http://www.envirosystems.se/teknik/cfc-processen/>

<sup>27</sup> <https://echa.europa.eu/information-on-chemicals/evaluation/community-rolling-action-plan/corap-table/-/dislist/details/0b0236e1807eb509>



## 4 Freoner

Freoner är ett handelsnamn för ämnen med föreningar som innehåller klor och fluor och används bland annat som köldmedel i kylskåp, drivgas i sprayburkar och som blåsmedel för skumning av plast. Fortsättningsvis används i rapporten benämningen freoner som ett samlingsnamn för klorfluorkarboner (CFC), klorfluorkolväten (HCFC) och fluorklorväten (HFC). CFC, HCFC och HFC är dock ämnesgrupper och under varje ämnesgrupp finns ett antal olika ämnen. Projektgruppen har valt att studera ämnesgrupperna som helhet och inte de enskilda ämnena som ingår i grupperna.

### 4.1 CFC/HCFC/HFC

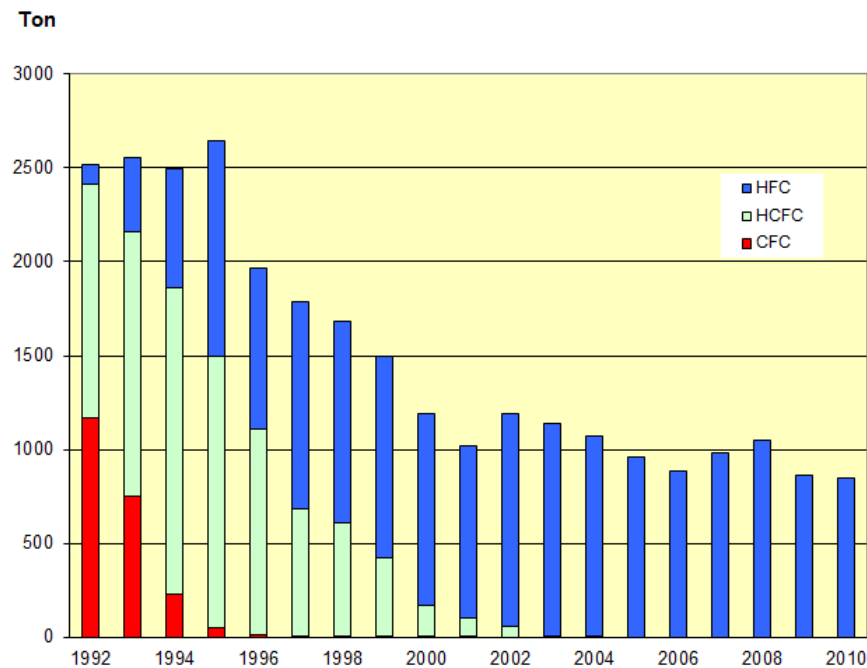
CFC, HCFC och HFC är syntetiskt framställda gaser och användningen har begränsats på grund av att de är starka växthusgaser samt att en del är ozonnedbrytande. Trots att användningen av en del freoner har förbjudits finns en stor del kvar i användning i till exempel långlivade produkter som i byggisoleringsmaterial (Figur 1). Emissioner från kylanläggningar och kylskåp minskar och emissioner från isolermaterial är nu den dominerande källan av CFC (Westerdahl och Andersson, 2011).

Vilka CAS-nummer som bör ingå i ämnesgruppen CFC, HCFC och HFC respektive är okänt varför ett uppdaterat utdrag från produktregistret inte kunde göras. Naturvårdsverket har en köldmedieförteckning från 2013 med en sådan uppdelning men förteckningen är inte uppdaterad och innehåller felaktigheter. Förteckningen åtgärdas i skrivande stund av Naturvårdsverket<sup>28</sup>.

---

<sup>28</sup> Personlig kommunikation med Gunilla Söderström, Naturvårdsverket, 2017.01.13.

## Totalomsättning av CFC, HCFC, HFC i Sverige



Källa: Produktregistret, Kemi.

Figur 1. Användning av CFC, HCFC och HFC i Sverige 1992 till 2010 enligt KEMI produktregister. Bild tagen från KEMI (2011).

CFC och HCFC är ozonnedbrytande och bidrar till förtunning av ozonskiktet. De har även många gånger högre växthuseffekt än koldioxid, varianten  $CF_4$  har till exempel en 7350 gånger högre klimatpåverkan än koldioxid<sup>29</sup>. Därför har det efter en internationell överenskommelse 1987, Montrealprotokollet, beslutats att användningen ska upphöra. Sedan underteckningen 1987 har användningen minskat med 98 procent globalt<sup>30</sup>. HCFC har varit ett ersättningsmedel för CFC men i Montrealprotokollet beslutades att även denna gas användning ska avvecklas<sup>31</sup> (KEMI, 2011b). CFC tillverkades till och med 1990 och HCFC till och med 1997<sup>32</sup>. CFC i skumplasttillverkning förbjöds i Sverige 1991 med undantag för polyuretan (PUR) för särskilda ändamål (Westerdahl och Andersson, 2011). Det nyare kemikalien HFC har till stor del används som ersättningsmedel för CFC och HCFC.

HFC är även den en växthusgas men verkar inte ozonnedbrytande som CFC och HCFC<sup>33</sup> (KEMI, 2011b). Under Montrealprotokollet efter möte i Kigali under hösten 2016 röstades det dock för en utfasning även av denna fluorerade växthusgas<sup>34</sup>.

<sup>29</sup> <http://www.naturskyddsforeningen.se/skola/energifallet/faktablad-vaxthuseffekten>

<sup>30</sup> [http://www.ym.fi/sv-](http://www.ym.fi/sv-fi/Miljo/Klimatet_och_luften/Luftvard_och_skydd_av_ozonskiktet/Internationellt_samarbete_och_EUfragor/Montrealprotokollet)

[fi/Miljo/Klimatet\\_och\\_luften/Luftvard\\_och\\_skydd\\_av\\_ozonskiktet/Internationellt\\_samarbete\\_och\\_EUfragor/Montrealprotokollet](http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Klimat-och-luft/Ozonskiktet/Ozonnedbrytande-amnen/Om-CFC/)

<sup>31</sup> <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Klimat-och-luft/Ozonskiktet/Ozonnedbrytande-amnen/Om-CFC/>

<sup>32</sup> <http://malmo.se/Foretagande--jobb/Driva--utveckla-foretag/Tillstand--regler/Verksamheter-med-anmalningsplikt/Verksamheter-med-sarskilda-miljokrav/Rivningsverksamhet/Sorteringsguide-for-farligt-avfall/A-O-lista/CFC-HCFC-HFC-och-haloner.html>

<sup>33</sup> <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Klimat-och-luft/Ozonskiktet/Ozonnedbrytande-amnen/Om-CFC/>

<sup>34</sup> <http://www.regeringen.se/debattartiklar/2016/10/dags-att-fasa-ut-flourerade-vaxthusgaser/>

En ny förordning om fluorerade växthusgaser (f-gasförordning) 517/2014 trädde i kraft den 1 januari 2015 vilket upphävde Europaparlamentets förordning (EG) 842/2006 om vissa fluorerande växthusgaser<sup>35</sup>. Med anledning av den nya EU-förordningen infördes en ny svensk förordning den 1 januari 2017, förordning (2016:1128) om fluorerade växthusgaser. EU-förordningens huvudsyfte är att bidra till att nå EU:s mål om utsläpp av växthusgaser på ett kostnadseffektivt sätt. Detta genom att bidra till att fluorerade gaser ersätts med andra alternativ (Naturvårdsverket, 2015c). Baserat på referensåret 2005 var utsläppen av fluorerade växthusgaser beräknade till 90 miljoner CO<sub>2</sub>-ekvivalenter i EU och förordning 517/2014 kräver en minskning av användningen med 60 procent fram till 2030. Ozonstörande ämnen är också enligt PRIO-databasen att anse som utfasningsämnen<sup>36</sup>. Prioriteringsguiden PRIO-databasen<sup>37</sup> ger exempel på utfasnings- och riskminskningsämnen, och ger kunskap om hur man kan gå till väga för att bedöma vilka kemiska ämnen som är acceptabla ur hälso- och miljösynpunkt).

## 4.2 I vilka produkter finns CFC/HCFC/HFC?

CFC har främst använts för att blåsa/skumma isolermaterial inom byggsektorn, och kan finnas i markskivor, väggisolering, i flytande golv, kylrum och gamla fjärrvärmerör i cellplasten hos produkterna<sup>38</sup>. CFC har också använts i kylanläggningar, i brandsläckningsmedel och för rengöring (KEMI, 2011a). Cellplast kan delas upp i mjuk och hård cellplast och det är hård cellplast som förekommer i isoleringsmaterial och delas in i EPS (expanderad polystyren), XPS (extruderad polystyren) och PUR (polyuretan). XPS och PUR är de cellplaster som till största del kan innehålla CFC och HCFC<sup>39</sup>.

Isoleringsmaterial som innehåller PUR eller XPS sitter oftast fast eller omsluts av andra material, till exempel i sandwichskivor. Sandwichskivor innebär att isoleringen finns mellan två skivor som är bärande och av ett annat material (till exempel gips eller plåt). PUR kan också vara insprutad i byggkomponenter eller som skummad fogtätning, till exempel i gammal rörisolering för fjärrvärmerör och industrirör<sup>39</sup>.

HFC har ersatt CFC och HCFC i kylskåp, frysar och andra kylsystem. HFC används också i värmepumpar, luftkonditioneringsanläggningar och som drivgas i astmaspray<sup>40</sup>. Användningen av HFC har varit stabil/ökat sedan 1992 och ökade kraftigt under 90-talet på grund av att den ersatte de ozonnedbrytande gaserna, men sedan 2008 har användningen av även HCF minskat. År 2008 var totalomsättningen av HFC i Sverige drygt 1000 ton<sup>41</sup> (KEMI, 2011b). Projektgruppen har inte hittat tillsynsrapporter från Kemikalieinspektionen där man analyserat för freoner eftersom tillsynsrapporterna fokuserar på konsumentprodukter.

Isoleringsmaterial i byggsektorn som innehåller freoner är långlivade produkter och uppkommer fortfarande i avfallsled även om ämnena fasas ut/inte får användas. Projektgruppen har därför valt att vidare studera CFC, HCFC och HFC i isoleringsmaterialen XPS och PUR. Freonhalterna i

<sup>35</sup> <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledning/Kemikalier-och-miljogifter/Fluorerade-vaxthusgaser/>

<sup>36</sup> <http://www.kemi.se/prio-start/kriterier/oversiktstabell>

<sup>37</sup> <http://www.kemi.se/prio-start>

<sup>38</sup> <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledning/Avfall/Bygg--och-rivningsavfall/CFC-haltigt-byggisolermaterial/#identifiera>

<sup>39</sup> <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledning/Avfall/Bygg--och-rivningsavfall/CFC-haltigt-byggisolermaterial/#identifiera>

<sup>40</sup> <http://utslappisiffror.naturvardsverket.se/Amnen/Vaxthusgaser/Fluorerade-kolvaten/>

<sup>41</sup> <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Vaxthusgaser-utslapp-fran-produktanvandning/>

freonblåst isolering är okänd, men sannolikt betydligt högre än 1 procent<sup>42</sup>. Det finns uppgifter på att halten freon i isolering är 2 – 3 procent<sup>43</sup>. Uppgifterna baseras dock sannolikt bara på få, enstaka analyser. Ozonförstörande ämnen i halter högre än 0,1 procent räknas som farligt avfall enligt förordning EC No 1272/2008 om klassifikation av avfall. Vidare gäller, enligt förordning 2013:253 om förbränning av avfall att farligt avfall som innehåller mer än 1 procent organiska halogenföreningar, uttryckt som klor, måste destrueras i minst 1100 °C.

## 4.3 Hur ser flödena av cellplastisolering ut?

Efterfrågan på PUR inom Europa var 3,5 miljoner ton 2015 (PlasticsEurope, 2016). Efterfrågan på expanderat polystyren (EPS) som XPS tillverkas av var 2015 ca 1,5 miljoner ton. Dessa siffror är dock inte begränsade till användning i isoleringsmaterial inom byggsektorn. År 2015 använde byggsektorn cirka 20 procent av den totala efterfrågan på plast i Europa; 49 miljoner ton.

Den största delen av EPS används inom byggsektorn, följt av förpackningsmaterial. PUR har många fler tillämpningsområden så som i bilindustrin, byggsektorn, elektriska och elektroniska produkter samt andra tillämpningar (PlasticsEurope, 2016).

Isolering med CFC användes i Sverige fram till 1990 och HCFC fram till 1997 då förbud mot användning trädde i kraft (Miljöförvaltningen, 2007). Även HFC ska nu fasas ut ur nyproduktion efter beslut under Montrealprotokollet 2016. Inom EU beslutades 2014 att HFC-användningen ska minska med nästan 80 procent fram till 2030<sup>44</sup>. Därför är det isoleringsmaterial som är i användning i dag i byggnader som är av intresse, eftersom de kan innehålla freoner.

Westerdahl och Andersson (2011) studerade emissioner och kvarvarande mängder CFC i olika isoleringsmaterial i byggnader, rör och mark i Sverige 1990 med projektioner fram till år 2020. Baserat på studiens resultat går det att utläsa följande kvarvarande mängder CFC år 2016 där man har tagit hänsyn till passivt läckage (vid användning) samt läckage vid avfallshantering:

• Rörisolering (PUR) från fjärrvärmerör och industrirör	1100 ton
• Isolering byggnader (PUR)	600 ton
• <u>Isolering byggnader (XPS)</u>	<u>300 ton</u>
<b>Totalt</b>	<b>2000 ton CFC</b>

Rapporten anger dock att det finns stora osäkerheter i indata varför ovanstående mängder bör läsas som en indikation. Dessutom tar rapporten endast hänsyn till CFC-innehållande avfall och inget hänsyn tas till HCFC och HCF.

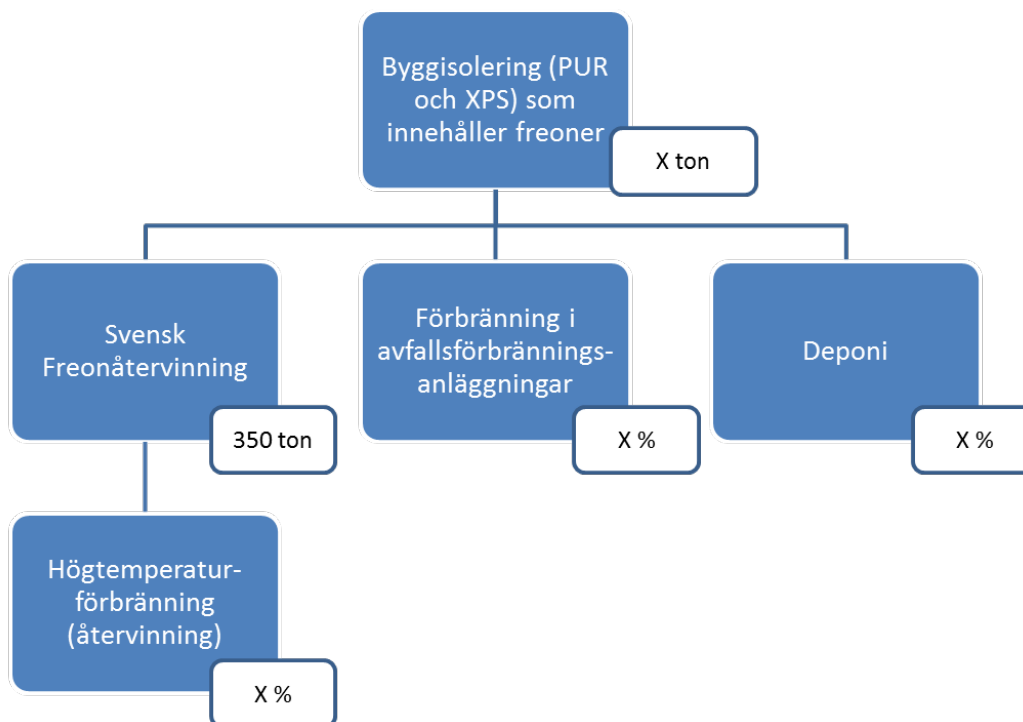
För all isolering utom för fjärrvärmerör antog Westerdahl och Andersson (2011) en livslängd på ca 50 år. För fjärrvärmerör antogs en livslängd på 100 år. Figur 2 visar en flödesbild över hur de uppskattade avfallsmängderna hanteras i avfallsled. Svensk Freonåtervinning tog 2016 emot 300 – 400 ton cellplastisolering, en ökning från 150 ton året innan<sup>45</sup>.

<sup>42</sup> Personlig kommunikation med Marianne Gyllenhammar, Stena Recycling International, 2017.02.02.

<sup>43</sup> Personlig kommunikation med Åsa Benckert, Umeå Energi 2017.02.28. Uppgifter från Svensk Freonåtervinning AB.

<sup>44</sup> <http://www.regeringen.se/debattartiklar/2016/10/dags-att-fasa-ut-flourerade-vaxthusgaser/>

<sup>45</sup> Personlig kommunikation med Oskar Åsberg, Svensk Freonåtervinning AB, 2016.12.19.



Figur 2. Flödesbild som visar hanteringen av byggisolering (PUR och XPS) i avfallsled. Det är inte känt hur många ton isolermaterial som sätts på den Svenska marknaden årligen eller hur mycket avfall som uppstår.

## 4.4 Hur omhändertas cellplastisolering i avfallsled?

Gasen är innesluten i porerna i isoleringsmaterialet. Detta innebär att gaserna läcker ut i atmosfären vid felaktig behandling vid till exempel rivning av byggnader (Naturvårdsverket, 2016c). Med bakgrund till detta vill man därför att cellplastisolering innehållande dessa ämnen ska hanteras varsamt vid rivning och transport och inte hamna på till exempel deponi. Avfall som innehåller mer än 0,1 procent organiska halogenföreningar, dvs. CFC, HCFC och HFC, räknas som farligt avfall enligt Avfallsförordningen (SFS 2011:927)<sup>46 47</sup>.

Aktörer som tar emot isoleringsmaterial i avfallsledet för dock ingen statistik över inkomna mängder innehållande till exempel CFC. Den CFC som extraheras från isoleringen vägs däremot innan den skickas vidare för destruktion (WSP, 2013). Det är dock svårt att särskilja hur stor andel inkommen CFC som kommer från cellplastisolering och hur mycket som kommer från användning som köldmedium i kyl- och frysskåp (WSP, 2013).

### Inventering

Inventering av en byggnad sker innan rivning för att identifiera farligt avfall. Enligt lag ska farligt avfall sorteras ut från annat avfall och de olika farliga avfallslagen ska inte blandas ihop (Sveriges

<sup>46</sup> <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledning/Avfall/Bygg--och-rivningsavfall/CFC-haltigt-byggisolermaterial/#identifiera>

<sup>47</sup> Personlig kommunikation med Henrik Sandström, Naturvårdsverket, 2016.12.20.

Byggindustrier, 2015b). Det är fastighetsägaren som har ansvar att se till att en sådan inventering sker på ett korrekt sätt (Naturvårdsverket, 2016c). Enligt Sveriges Byggindustriers riktlinjer ska prov tas för analys om man vid inventeringen är osäker på om materialet innehåller CFC (Sveriges Byggindustrier, 2015b).

Förstörande provtagning innebär att man tar hål i vägg, tak eller golv för att se vad som finns i dolda konstruktioner där cellplasten innehållande CFC oftast förekommer. Det finns en risk att en del CFC-innehållande isoleringsmaterial missas bland annat eftersom en del inventeringar görs så tidigt i processen att byggnaden fortfarande används av den verksamhet som är kvar i lokalen (WSP, 2013). Så kallad "sniffer"-utrustning kan avgöra om förstörande provtagning behövs men enligt WSP (2013) skickas sällan prover till analys även om sniffaren visar ett positivt utslag då detta innebär en ökad kostnad.

### Rivning och omhändertagande

En korrekt hantering av freoninnehållande isolermaterial innebär att man behåller materialet helt så länge som möjligt och transporterar det till en anläggning med tillstånd att mala ner det på rätt sätt (Naturvårdsverket, 2016c).

Vid rivning bör därför isolerskivor inte krossas eller skadas på annat sätt så att gaserna läcker ut och det farliga avfallet bör sorteras separat. Svensk Freonåtervinning AB återvinner freongas från kyl- och frysskåp samt byggisoleringsmaterial i sin anläggning i Hässelby. Enligt WSP (2013) som var i kontakt med Svensk Freonåtervinning är det i Stockholm endast ett rivningsföretag som lämnar CFC-innehållande material till Svensk freonåtervinning regelbundet. Enligt Avfallsförordningen SFS 2011:927, 16-19 §, måste farligt avfall särskiljas från icke-farligt avfall vid källan. Att en del material inte går till korrekt behandling, menar WSP (2013) beror på att det är för kostsamt att ta hand om avfallet på korrekt sätt, eftersom det är något som inte beställaren betalar vilket strider med ovanstående förordning. Att dessa avfallslag inte separeras kan också bero på arbetsmiljörelaterade frågor eller att avfallet är svårt att identifiera och separera<sup>48 49</sup>.

Enligt en uppskattning från IVL går cirka 10 procent av det uppkomna freoninnehållande avfallet till freonåtervinning, och cirka 90 procent av detta återvinns hos freonåtervinnaren. Resterande 90 procent freoninnehållande avfall hamnar i konventionell avfallshantering utan att gaserna tas om hand på korrekt sätt (Westerdahl och Andersson, 2011). Baserat på detta hanteras varje år cirka 72 ton CFC-innehållande avfall felaktigt i Sverige och hamnar på deponi eller på avfallsförbränningsanläggningar (WSP, 2013, Westerdahl och Andersson, 2011).

Enligt Svensk Freonåtervinning refererad i Naturvårdsverket (2016c) har man sett en ökning med 200 procent i mottagande av CFC-haltigt material. Kommunen är tillsynsmyndighet för rivningsverksamheter där CFC-haltigt material måste hanteras<sup>50</sup> och som nämnt får det farliga avfallet inte blandas eller spädas ut med icke-farligt avfall enligt avfallsförordningen. Främmande material sorteras ut från de mottagna isolerplattorna, plattorna skärs ner och mals ner i en kvarn vid undertryck. Med hjälp av en stark uppåtgående luftström skiljs sedan lätt isolering från tyngre material som plast och metall. Plasten och metallen skickas till materialåtervinning och isoleringen finmals för att frigöra freoner. Kvarvarande gas drivs ut med hjälp av värme<sup>51</sup>. Den uppsamlade

<sup>48</sup> <https://www.naturvardsverket.se/Nyheter-och-pessmeddelanden/Pressarkiv/Nyheter-och-pessmeddelanden-2015/Isolermaterial-kan-vara-farligt-avfall/>

<sup>49</sup> Personlig kommunikation med Jakob Sahlén, Avfall Sverige, 2017.01.20.

<sup>50</sup> <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledning/Avfall/Bygg--och-rivningsavfall/CFC-haltigt-byggisolermaterial/#identifiera>

<sup>51</sup> <http://freonatervinning.se/om-oss/>

och komprimerade gasen skickas sedan till Fortum Waste Solutions som har den enda roterugnen i Sverige som kan förbränna gasen vid tillräckligt hög temperatur för destruktion.

### I praktiken svårtolkade förordningar om korrekt avfallshantering

Enligt EU-förordning No 1272/2008 ska avfall klassas som farligt vid innehåll över 0,1 procent ozonförstörande ämnen. Isoleringsavfall som innehåller freoner ska då klassas enligt avfallskod 17 06 03\* *Andra isolermaterial som består av eller som innehåller farliga ämnen* och skickas till avfallsförbränningsanläggningar som har tillstånd att hantera detta avfall. Enligt Förordning (2013:253) om förbränning av avfall framgår att farligt avfall som innehåller mer än 1 procent organiska halogenföreningar (uttryckt som klor) måste destrueras i minst 1100 °C. Ett problem är att det inte är många anläggningar som har tillstånd att ta emot det farliga avfallet<sup>52</sup>. Enligt SFS 2011:927, 16 § bör allt farligt avfall separeras från icke-farligt avfall, men isolermaterial med freon felsorteras ofta och hamnar i brännbar fraktion eller går till deponi.

Energiåtervinning av isolering innehållande freoner i konventionella avfallsförbränningsanläggningar (850 grader och med uppehållstid om minst 2 sekunder) är en godkänd destruktionsform av utspädda källor i enlighet med bilaga VII till EU-förordning 1005/2009 om ämnen som bryter ned ozonskiktet. Däremot, enligt 32 § till förordning (2013:253) om förbränning av avfall, om avfallet är klassat som farligt avfall och innehåller mer än 1 procent organiska halogenföreningar uttryckt som klor, så krävs högtemperaturförbränning (destruktion). Blåst isolering med freoner innehåller dock troligtvis mer än 1 procent halogenföreningar<sup>52</sup> och därför räknas avfallet förmodligen som utspätt på grund av olaglig, felaktig sortering.

Bilaga VII till EU-förordningen 1005/2009 som anger en godkänd destruktionsform för utspädda källor måste läsas i förhållande till de andra gällande lagarna för att inte misstolkas. Skrivelsen finns förmodligen för att förhindra att felsorterat freoninnehållande avfall behandlas med mindre passande metoder, till exempel hamnar på deponi.

### Kapacitet

Om allt isoleringsavfall skulle källsorteras korrekt skulle det troligtvis finnas en brist på kapacitet för korrekt fragmentering och komprimering av gaserna som idag genomförs av Svensk freonåtervinning och Revac i Sverige (Revac hanterar än så länge inte isoleringsmaterial utan köldaggregat innehållande freoner<sup>53</sup>). Enligt Svensk Freonåtervinning<sup>54</sup> finns maskinell kapacitet för att hantera 25 000 ton avfall.

För själva destruktionen av gaserna hos Fortum Waste Solutions finns däremot ingen kapacitetsbrist<sup>55</sup>. Skulle allt avfall komma in som blandat avfall till Fortum Waste Solutions så skulle det råda kapacitetsbrist, men professionella rivningsentreprenörer ska veta att det är olagligt att inte sortera ut farligt avfall.

## 4.5 Vad händer med freoner i avfallsled?

Vid destruktion av freon övergår klor till kalciumklorid (salt) via en fullständig termisk oxidation (99,999 procent)<sup>55</sup>.

---

<sup>52</sup> Personlig kommunikation med Marianne Hedberg, Sveriges Byggindustrier, 2017.01.31.

<sup>53</sup> Personlig kommunikation med Thomas Stange, Revac, 2017.01.17.

<sup>54</sup> Personlig kommunikation med Oskar Åsberg, Svensk freonåtervinning, 2016.12.19.

<sup>55</sup> Personlig kommunikation med Martina Melander, Fortum Waste Solutions, 2017.02.28.

Energiåtervinning av utspädda källor i avfallsförbränningsanläggningar är godkänd som destruktionsmetod om destruktions- och avlägsningsgraden är minst 95 procent. Detta enligt bilaga VII i Förordning om ozonnedbrytande ämnen 1005/2009. Destruktionseffektiviteten beror dock på många parametrar – främst på hur anläggningen i fråga drivs (tid, temperatur och turbulens samt syreöverskott för termisk oxidation av det som inte oxideras spontant) men också på hur stor del av det ingående bränslet som innehåller freoner<sup>56</sup> <sup>57</sup>. Destruktionseffektiviteten i förordningen baseras också på fast avfall och inte på gas. För utspädda källor är det mer troligt att en större del gas släpps ut i atmosfären vid rivningsprocessen samt vid transport och fragmentering, än när isoleringen hanteras som farligt avfall.

Vid felaktig sortering och ovarsam hantering från rivning tills det att avfallet förbränns (som till exempel fragmentering av byggavfall som hanteras som att det inte innehåller freoner) läcker freongas ut i atmosfären där den verkar ozonförtunnande och/eller bidrar till växthuseffekten. Till exempel så emitterades cirka 210 ton CFC år 2010 då CFC diffunderar ut ur cellerna i plasten, och vid avfallshantering varav ungefär 70 procent emitterades från isolermaterial (Westerdahl och Andersson, 2011).

## 4.6 Slutsatser

Lagarna kring hur freoninnehållande isolering ska behandlas i avfallsled bör läsas i relation till varandra för att förstå hur dessa hänger ihop och vad som avses med korrekt hantering:

- I text för beslut om kriterier för klassning av avfall som ekotoxiskt, ändring av bilaga III till ramdirektivet för avfall, EU förordning 1357/2014, återfinns samma gräns för ozonnedbrytande ämnen i avfall som i CLP-förordningen, EC 1272/2008. Följande är klippt ur texten för HP 14:  
  
*” Waste which fulfils any of the following conditions shall be classified as hazardous by HP 14:  
- Waste which contains a substance classified as ozone depleting assigned the hazard statement code H420 in accordance with Regulation (EC) No 1272/2008 of the European Parliament and of the Council\* and the concentration of such a substance equals or exceeds the concentration limit of 0.1%.”*
- SFS 2011:927: farligt avfall får inte blandas eller spädas ut med andra slag av farligt avfall, annat avfall eller andra ämnen eller material.
- SFS 2013:253: farligt avfall som innehåller mer än 1 procent organiska halogenföreningar uttryckt i klor (vilket är fallet med freoninnehållande isolering) ska förbrännas i minst 1100 grader (destruktion).
- 1005/2009/EU Bilaga VII: för utspädda källor (alltså felaktigt sorterade) är konventionell avfallsförbränning en godkänd destruktionsform.

Att det är tillåtet att förbränna utspädda källor i konventionella avfallsförbränningsanläggningar beror troligtvis för att de utspädda källor som uppstår ska behandlas på ett sätt som destruerar freonerna tills stor del och inte hamna på till exempel deponi. Enligt lag ska dessa utspädda källor dock inte uppstå vad gäller isolering med freoner. Problemet gällande korrekt behandling av isolering som innehåller freon ligger således i brister och lagbrott under rivningsprocessen. För

---

<sup>56</sup> Personlig kommunikation med Martina Melander, Fortum Waste Solutions, 2017.02.28.

<sup>57</sup> Personlig kommunikation med Jakob Sahlén, Avfall Sverige, 2017.01.28.





utfasning av freoner krävs eventuellt ökad tillsyn av korrekt rivning och sortering samt att underlätta att denna sortering genomförs på rätt sätt (kopplat till arbetsmiljö bland annat).

Det saknas god kunskap om hur mycket isoleravfall med freoner som finns/kommer att uppstå i framtiden samt var exakt dessa mängder hamnar. Eftersom isolermaterial är långlivade produkter med livslängder på 50 – 100 år är det viktigt att fylla denna kunskapslucka.

## 5 Ftalater

Ftalater används främst som mjukgörare i PVC-plast; mellan 80 och 90 procent av konsumtionen av mjukgörare i världen går åt till produktion av PVC (KEMI, 2014a). Ftalater finns i en mängd olika produktgrupper som helt eller delvis består av mjukgjord PVC. Några exempel är kablar och ledningar, fordon, golv, folier och film, våtrumstapeter, medicintekniska produkter, leksaker och textilier med tryck (KEMI, 2014a). Förutom i produkter av PVC används också ftalater i målarfärg, tätningsmedel, lim samt ytbehandlingsmedel (KEMI, 2014a).

### 5.1 Diisononylftalat (DINP)

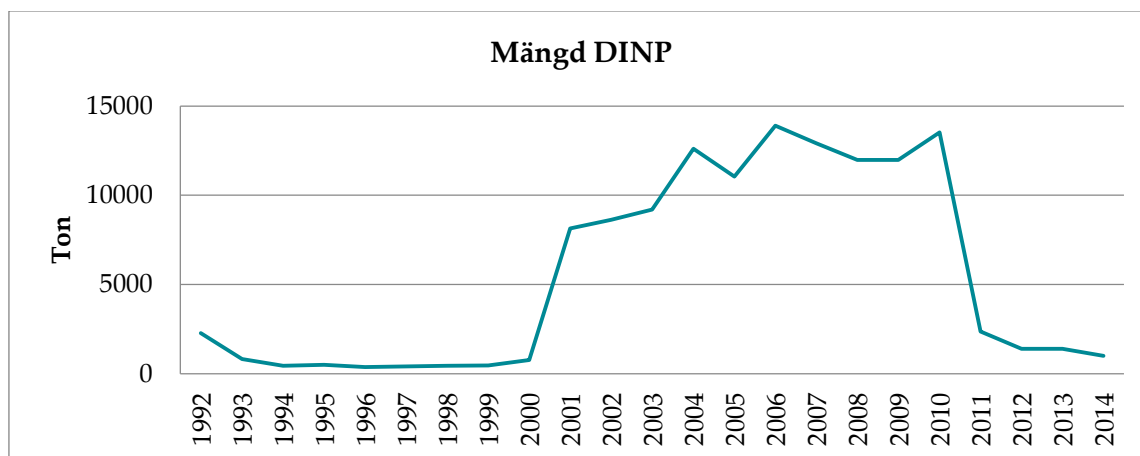
Det finns många olika ämnen inom ämnesgruppen ftalater och vi har valt att studera diisononylftalat (DINP) som används som mjukgörare och som finns i material av mjuk PVC.

DINP finns med i Reach-förordningens bilaga XVII där ftalatens användning i koncentrationer över 0,1 procent är begränsad för användning i leksaker och andra barnavårdsartiklar som barn kan stoppa i munnen, vilka alltså inte får sättas på marknaden enligt förordning (EG) nr 1907/2006. Utöver det är dock lagstiftningen kring DINP begränsad. Det finns misstankar om att DINP kan vara fortplantningsstörande vid relativt höga doser, vilket dock inte är fastlagt (KEMI, 2014b). DINP kan även sänka testosteronproduktion (KEMI, 2014b). Enligt en rapport från KEMI (2014b) där man kartlade användningen av ftalater i varor i Sverige står DIDP, DPHP, DEHP och DINP för den största användningen i Sverige och Europa. För den reproduktionstoxiska ftalaten DEHP (och ytterligare 3 ftalater) krävs tillstånd för användning inom EU sedan februari 2015, och en bilaga XVII-begränsning utreds. DINP är en av de ftalater som till stor del har ersatt DEHP. Däremot importeras troligtvis fortfarande produkter innehållande DEHP (KEMI, 2014b, KEMI, 2014a). Det finns 12 ftalater på EUs kandidatförteckning (KEMI, 2014b), men DINP är inte en av dem. DINP är heller inget utfasnings- eller riskminskningsämne i Sverige idag enligt PRIO-databasen<sup>58</sup>.

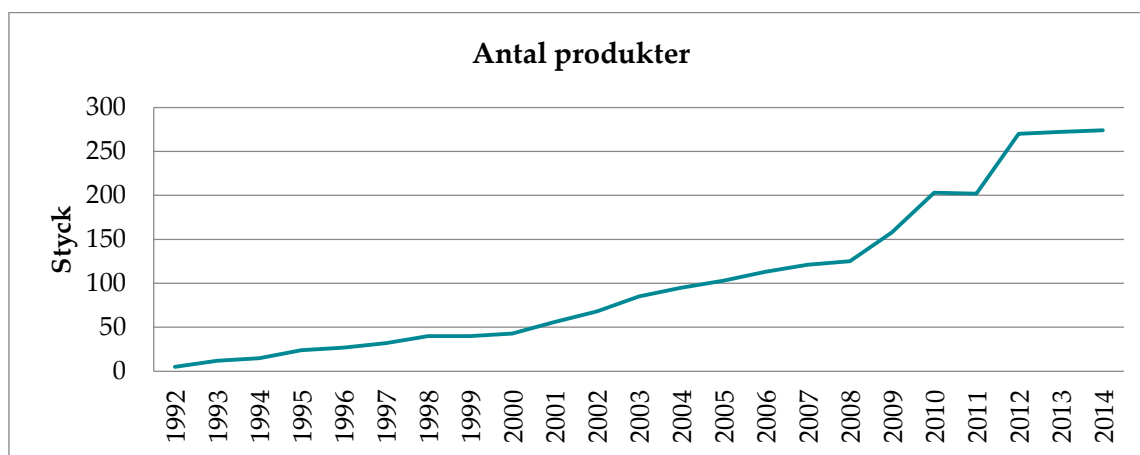
Figur 3 och Figur 4 visar utdrag från produktregistret med avseende på total mängd registrerad DINP respektive antal produkter som DINP finns i. Produktregistret i KemI-Stat visar en registrerad mängd på 1 010 ton år 2014 och mängden DINP har minskat sedan 2010. KemI-Stat visar också att även om mängderna har minskar under de senaste åren så har användningen av DINP i olika produkter ökat.

---

<sup>58</sup> <https://www.kemi.se/prio-start/sok-i-prio>



Figur 3. Den totala mängden DINP registrerad i produktregistret 199 till 2014. (KemI-Stat, 2016).



Figur 4. Antalet produkter innehållande DINP 1992 till 2014. (KemI-Stat, 2016).

## 5.2 I vilka produkter finns DINP?

DINP används främst som mjukgörare i PVC-material, och enligt varuguiden finns DINP i halter om 0 – 50 procent i PVC. Varuguiden för år 2007 visar att DINP finns i högt tonnage i följande urval av varugrupper<sup>59</sup>:

- Isolerade ledningar och kablar 0 - 53 579 ton
- Möbler av träfiberskivor 0 - 4 869 ton
- Böjliga plattor, ark, film o. dyl. av PVC 0 - 4 561 ton
- Plattor, ark, film, band o. dyl. av cellplast 0 - 4 074 ton
- Personbilar och stationsvagnar under 3500 kg 0 - 3 769 ton
- Självhäftande plattor, ark, folier o. dyl. av plast 0 - 3 067 ton
- Böjliga slangar och rör av plast 0 - 2 797 ton
- Lastbilar och varubilar 0 - 2 416 ton

<sup>59</sup> <http://webapps.kemi.se/varuguiden/AmneVarugrupp.aspx>

• Möbler av metall	0 - 2 329 ton
• Målade, lackade eller plastöverdragna plattor av järn	0 - 2 189 ton
• Diverse andra maskiner	0 - 1 727 ton
• Stoppade sittmöbler, bäddsoffor o. dyl.	0 - 1 679 ton
• Skärande verktyg med skärstål av hårdmetall	0 - 1 509 ton
• Förstärkta böjliga rör och slangar av plast med kopplingsanordningar	0 - 1 083 ton
• Kläder och tillbehör till kläder av plast	0 - 1 050 ton
• Påsar, säckar o. dyl. av plast	0 - 1 033 ton

Registret omfattar dock endast kemiska produkter och tar inte hänsyn till importerade färdigförädlade varor (dessa omfattas inte av registreringsplikt). Kemikalieinspektionen har vid tillsyn hittat bland annat DINP i barnvårdsartiklar (KEMI, 2016c) som barn kan stoppa i munnen, trots förbud. Även i andra varor har DINP hittats, och de varor som hade högst koncentration var vinylhandske, handske och badmatta (KEMI, 2014b).

Projektgruppen valt att närmare undersöka DINP i isolerade ledningar och kablar. Isolerade ledningar och kablar kan tänkas gå till både energi- och materialåtervinning, och enligt varuguiden består cirka 50 procent av produktgruppen kablar och ledningar av PVC-plast<sup>60</sup>, varför DINP i just PVC är av särskilt intresse. Byggsektorn är den sektor där mjukgjord PVC används som mest enligt KEMI (2014a), och cirka 50 procent av kabelskrotets vikt består av plast<sup>61</sup> (KEMI, 2014b). Koncentrationsintervallet av ftalater i kabel är 20 – 30 procent (KEMI, 2014a).

## 5.3 Hur ser flödet av isolerade ledningar och kablar ut?

Enligt PlasticsEurope (2016) var den totala efterfrågan på plastmaterial inom EU 2015 cirka 49 miljoner ton. Av dessa producerades cirka 20 procent för byggsektorn. Cirka 7 000 ton PVC såldes år 2010 till länder i Skandinavien för att tillverka kablar<sup>62</sup>. KEMI (2014b) uppskattar grovt att cirka 20 000 ton PVC-kabel används i den svenska kabelindustrin. Mellan 320 000 och 350 000 ton PVC användes i hela EU 2015 för att tillverka kablar<sup>62</sup>. Utöver detta så importeras/exporteras kablar inom EU och Skandinavien.

Enligt KEMI (2014b) som genomförde intervjuer med aktörer inom kabelbranschen framkom att i Sverige finns sex större kabeltillverkare varav vissa själva tillverkar egen PVC till kablarna. Ftalater används i tillverkningen men inte de som finns med i kandidatförteckningen. I svensk tillverkning är cirka 50 procent av kablarna (som tillverkas idag) av PVC. Kabeltillverkarna använder mer och mer tvärbunden polyeten istället för PVC (KEMI, 2014b).

De importörer som KEMI (2014b) kontaktade menar att de importerar kabel som innehåller ftalater men att de kräver att leverantörerna lämnar försäkran om att kablarna inte innehåller ftalater med i

<sup>60</sup> <http://webapps.kemi.se/varuguiden/AmneVarugrupp.aspx>

<sup>61</sup> Personlig kommunikation med Annika Boss, Swerea, 2017.01.31.

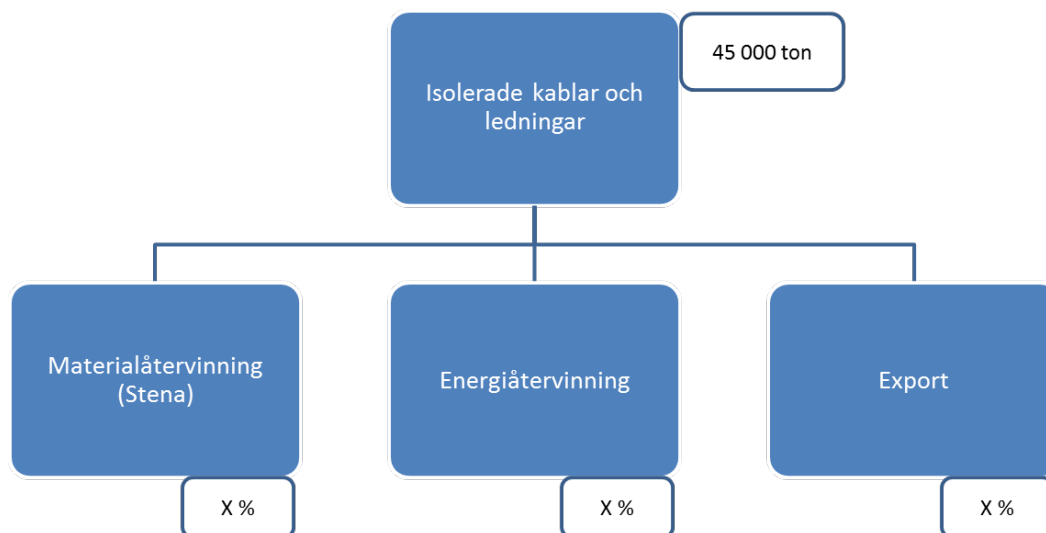
<sup>62</sup> Personlig kommunikation med Arjen Sevenster, PlasticsEurope, 2016.11.23.

kandidatförteckningen. Om detta inte är möjligt lämnar leverantören uppgifter om ingående ämne och koncentration (KEMI, 2014b).

Vilken livslängd kablar har beror på i vilken applikation de används (tillexempel i fordon, byggnader, elektronik). Inga uppgifter om kablars livslängd har påträffats.

Cirka 40 000 till 45 000 ton kablar samlas årligen in separat i Sverige. Av dessa är ungefär 70 procent kablar i PVC<sup>63</sup>. Märk att de kablar som tillverkas i Sverige idag innehåller en mindre mängd PVC. I huvudsak utgörs de insamlade kablarna och ledningarna av kabelskot från rivning av byggnader. Andelen insamlad kabel från elektronikavfall är liten<sup>63</sup>. En del kabelavfall behandlas utomlands.

Projektgruppen kontaktade Stena för vidare information om flöden till materialåtervinning men sådana uppgifter gick inte att lämna. Generellt saknas data oftast när materialåtervinningsmål saknas vilket är fallet med kablar. Figur 5 visar flödet av isolerade kablar och ledningar i avfallsled.



Figur 5. Flödesbild som visar hanteringen av isolerade kablar och ledningar i avfallsled. 45 000 ton är den mängd kablar som samlas in i Sverige årligen.

## 5.4 Hur omhändertas isolerade ledningar och kablar i avfallsled?

### Kort om PVC

Den PVC som återvinns idag är ofta så kallad pre-consumer PVC, d.v.s. PVC som är spill från produktion eller installation. Äldre PVC kan innehålla ämnen som ska hållas utanför kretsloppen (Naturvårdsverket, 2016b). Den PVC som hamnar i hushållsavfallens brännbara fraktion

<sup>63</sup> Personlig kommunikation med Annika Boss, Swerea, 2017.01.31.

energiåtervinns i 850 °C. PVC kan också skickas till deponi, men då krävs särskild dispens<sup>64</sup>. Enligt referensgruppen till projektet så är avsiktligt energiåtervinning av PVC ovanligt, eftersom det finns risk för korrosion i pannorna på grund av bildning av saltsyra då PVC har en hög klorhalt<sup>65</sup>. PVC som är deklarerat som farligt avfall på grund av sina farliga egenskaper tas emot för destruktion och destrueras i 1100 °C i Fortum Waste Solutions anläggning i Kumla<sup>66</sup>.

### Bygg- och rivningsavfall

Enligt EU:s avfallsdirektiv ska förberedelse för återanvändning, materialåtervinning och annan återvinning (exklusive energiåtervinning) av icke-farligt bygg- och rivningsavfall öka till minst 70 procent före 2020<sup>67</sup>.

Kabelskrot som uppkommer vid byggnation och rivning sorteras ibland separat i container och skickas till metallåtervinning. Stenas anläggningar har tillstånd att sälja PVC-plast till materialåtervinning. Plasten granuleras i deras anläggning i Sundsvall<sup>68</sup>. Men i annat fall hamnar förmodligen plastfraktionen eller hela kablar i brännbar fraktion och energiåtervinns. Det är metallvärdet som är drivkraften bakom materialåtervinningen<sup>68</sup>.

I Kretsloppsrådets resurs- och avfallsriktlinjer vid byggande och rivning framgår vad Sveriges Byggindustrier anser är den rekommenderade hanteringen av kablar som uppstår vid byggnation och rivning. Enligt riktlinjernas bilaga nr. 5 räknas elkablar med isolering av PVC (vanlig installations- och anslutningskabel) som elavfall (Sveriges Byggindustrier, 2015a). Kabel utan farliga ämnen bör sorteras separat och skickas till en godkänd kabelgranulerare eller till en metallskrot som får hantera elavfall (Sveriges Byggindustrier, 2015a). I riktlinjernas bilaga nr. 1 listas farligt avfall som kan uppstå vid bygg- och rivning. Här framgår att elkablar innehållande bly och elkablar med gula, orange eller röda nyanser (kan innehålla kadmium) bör sorteras på plats och lämnas till godkänd förbehandlingsanläggning. Kablar som innehåller olja, stenkolstjära eller andra farliga ämnen sorteras och hanteras åtskilt från andra kablar.

### Elektronik

Hemelektronik ingår i direktivet om Waste Electrical & Electronic Equipment (WEEE)<sup>69</sup>. Direktivet anger bland annat vissa insamlingsmål för elektronik i olika medlemsländer. Varje land ska samla in minst 45 procent av den mängd elektrisk och elektronisk utrustning (EEE) som sätts på marknaden. Det finns även materialåtervinningsmål i direktivet, vilka varierar mellan 50 och 85 procent för olika produktgrupper. Medlemsländerna ska se till att producenterna når dessa mål, eftersom elektronik lyder under producentansvaret. Sverige har infört producentansvar för elektriska och elektroniska produkter<sup>70</sup>.

Sladdar från elektronikavfall hamnar främst i elektronikinsamlingen. Producentansvar gäller för elektronik och organiseras främst av El-kretsen men även av Elektronikåtervinning i Sverige. Sladdar sorteras separat och skickas till Stena eller SIMS Recycling. Stena klipper bort sladdarna och skickar plasten till granulering. Som sagt så har Stenas anläggningar tillstånd att sälja PVC-plast till materialåtervinning men hos andra aktörer som inte har tillstånd hamnar troligtvis sladdar med PVC i brännbar fraktion och energiåtervinns. En del sladdar exporteras även<sup>68</sup>.

<sup>64</sup> Personlig kommunikation med Johan Fagerqvist, Avfall Sverige, 2017-02-28.

<sup>65</sup> Referensgruppsmöte, personlig kommunikation, Åsa Benckert, Umeå Energi, 2017-02-28

<sup>66</sup> Referensgruppsmöte, personlig kommunikation, Martina Melander, Fortum Waste Solutions AB, 2017-02-28

<sup>67</sup> <http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Uppdelat-efter-omrade/Avfall/Avfallsforebyggande-program/Bygg--och-rivningsavfall/EUs-atervinningsmal-for-byggavfall/>

<sup>68</sup> Personlig kommunikation med Annika Boss, Swerea, 2017.01.31.

<sup>69</sup> <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/PDF/?uri=CELEX:32012L0019&from=EN>

<sup>70</sup> <http://www.notisum.se/rnp/sls/lag/20050209.HTM>

### Bilar

Även bilar täcks av producentansvar vilket innebär att producenter och importörer av bilar måste se till så att så mycket som möjligt återanvänds eller återvinns när bilen har tagits ur bruk<sup>71</sup>. Producentansvaret för bilar regleras i förordning (2007:185). Målen satta från och med 2015 är att minst 95 procent av bilens vikt återanvänds eller återvinns. Uttjänta bilar lämnas in till auktoriserade bilskrotare. Dessa är inte alltid anslutna till producenternas nätverk men tar emot uttjänta bilar mot kostnad, ibland gratis.

Kablage från bilar separeras vanligtvis inte även om det börjar bli allt vanligare att kablage i bilar som är lättillgängliga tas omhand, till exempel kablar i motorrum. En stor kabelstam som är svåråtkomlig ligger troligtvis kvar<sup>72</sup>. Kablar som inte separeras från de uttjänta bilarna hamnar i en brännbar fraktion som energiåtervinns<sup>73</sup>. En del demonterare i Sverige har börjat utföra maskinell demontering vilket innebär att en grävsropa utrustad med lämpliga verktyg demonterar bilen och motorblock i aluminium samt en stor mängd kablage separeras då ut<sup>74</sup>. Detta görs för att få en bättre ekonomi i bildemonteringen.

Demonterade kablar går till kabelgranulering där metallen separeras från plasten<sup>72</sup>. Plasten återvinns eller energiåtervinns beroende på om anläggningen har tillstånd att sälja återvunnen PVC. Det är dock oklart hur stor mängd kablage som totalt separeras från uttjänta bilar.

## 5.5 Vad händer med DINP i avfallsled?

Vi har inte hittat några vetenskapliga studier som tittat på nedbrytning av DINP, men däremot har vi hittat information om nedbrytning av andra ftalater med ungefär samma kedjelängd. Vid mekanisk materialåtervinning av plastfraktionen från kablar (kabelgranulering) anger Stena att ftalaterna följer med i det återvunna materialet och hamnar i de nya produkterna som tillverkas av den återvunna plasten<sup>74</sup>.

DINPs självantändningstemperatur anges i en referens till 382 °C<sup>75</sup>, och den termiska nedbrytningstemperaturen anges i olika referenser till >280 °C<sup>76</sup> och 393 °C<sup>77</sup>. Dessa referenser är säkerhetsdatablad. Detta stödjer Stenas information, och vi antar att DINP rimligen bryts ner vid energiåtervinning.

Det finns indikationer på att mer toxiska ämnen bildas (Saido m. fl., 2003) vid 850 °C. Det är dock oklart om de bildade ämnena är så pass stabila att de inte sönderdelas vid 850°C, mest troligt så sönderdelas de. Bildning av mer toxiska ämnen kan dock troligen ske vid mekanisk materialåtervinning (200 °C), men det är oklart hur långlivade dessa produkter är.

---

<sup>71</sup> <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledning/Avfall/Producentansvar/Bilar/>

<sup>72</sup> Personlig kommunikation med Carl Jensen, IVL Svenska Miljöinstitutet, 2017.01.02.

<sup>73</sup> Personlig kommunikation med Annika Boss, Swerea, 2017.01.31.

<sup>74</sup> Personlig kommunikation med Marianne Gyllenhammar, Stena Metall, 2017.02.03.

<sup>75</sup> ASTM D2155

<sup>76</sup> Safety data sheet according to 1907/2006/EC, Article 31, Hansa Group AG, Printing date 13.07.2011, Revision: 13.07.2011

<sup>77</sup> Material Safety data sheet Di (2-Ethyl hexyl) Phthalate (DEHP), TENOIT CO.,LTD

## 5.6 Slutsatser

Om vi bortser från möjligt annat innehåll i ledningar och kablar av PVC, så bör PVC som innehåller DINP gå till materialåtervinning eftersom DINP (än så länge) är ett ämne som inte är reglerat i kemikalielagstiftningen PVC som innehåller särskilt farliga ämnen bör gå till destruktion i högtemperaturförbränning. Även om de särskilt farliga ämnena troligen bryts ner även vid energiåtervinning så finns det nackdelar med korrosion i avfallsförbränningspannorna. Deponering är inte heller ett alternativ eftersom särskild dispens krävs för att få deponera PVC.

# 6 Högfluorerade ämnen

Högfluorerade ämnen är spridda över hela jorden på grund av sina svårnedbrytbara egenskaper, men ändå finns relativt lite information kring deras användning. Detta beror på att de används i små volymer på grund av att de är så potenta (kraftigt verkande) kemikalier. Därför fångas de inte upp av den europeiska kemikalielagstiftningen som har volymgränser för informationskrav. Reglering finns idag för ett fåtal högfluorerade ämnen, framförallt för PFOS (perfluoroktansulfonat). Några PFAS-ämnena är också upptagna på kandidatförteckningen (KEMI, 2015). En begränsning av PFOA och alla ämnen som kan omvandlas till PFOA har i december 2016 röstats igenom för Reach, men tills denna genomförs är de flesta PFAS-ämnena oreglerade.

## 6.1 Fluorerade polymerer

Högfluorerade ämnen (per-och polyfluorerade alkylsubstanser, PFAS) används i många olika varor och kemiska produkter på grund av sina eftertraktade tekniska egenskaper. De är fett-, smuts- och vattenavvisande, temperaturtåliga och filmbildande. Andra, mindre eftersträvarvärda egenskaper är dock att de är extremt svårnedbrytbara i miljön, samt att flera av dem ansamlas i levande varelser och kan vara giftiga. Det finns fler än 3000 ämnen, varav den största gruppen utgörs av polymerer. Ämnena har en bred användning, i produkter såsom brandskum, textil och livsmedelsförpackningar till mindre undersökta som kosmetika, tandlagningsmaterial och smutsavvisande ytbehandling för smart-telefoner (KEMI, 2015).

Överlag är de fluorerade ämnen som ger vatten- och fettavstötande egenskaper i textilier och pappersprodukter polymera material. FTOHs är startmaterialet för att syntetisera en kommersiellt sett viktig typ av polymerer (s.k. fluorerade sidokedjepolymerer, Figur 6). Både FTOHs och de fluorerade sido-kedjepolymererna som tillverkas av FTOH kan potentiellt brytas ned till stabila perfluorerade karboxylsyror såsom PFOA. PFOA är ett utfasningsämne enligt PRIO-databasen på grund av att den är ett CMR-ämne (Cancerogen, Mutagen, Reprotoxisk) och PBT-ämne (Persistent, Bioackumulerande, Toxisk), samt har hög kronisk giftighet. PFOA står också med på Echas kandidatförteckning (KEMI, 2015).

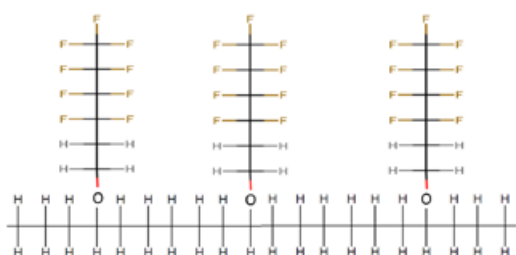
Högfluorerade polymerer ska dock inte förväxlas med s.k. fluoropolymerer (till exempel PTFE och PVDF) som har fluor i polymerens ryggrad. Dessa kan inte brytas ned till perfluorerade karboxylsyror. Detta är ganska komplicerat och det finns många vanligt förekommande missuppfattningar i litteraturen<sup>78</sup>. I Kemikalieinspektionens interna databas finns ungefär 320 olika

<sup>78</sup> Robin Vestergren, ACES Stockholms Universitet, mail 2016-10-17



fluorerade polymerer registrerade<sup>79</sup>, och ett exempel på en sådan polymer är perfluoralkyl-sulfonylfluorid (PASF).

Information kring användning saknas för ungefär hälften av de 3000 identifierade ämnena, och information om mängder fanns för endast ett fåtal ämnen. Detta beror på att många av de högfluorerade ämnena kommer in i EU och Sverige genom import av varor, och för dessa saknas i stort sett kontroll. En annan anledning till avsaknad av information är att många högfluorerade ämnen är mycket potenta och därför endast behöver användas i låga koncentrationer. Inom Reach finns krav att registrera ett ämne som tillverkas eller importeras i mängder om minst 100 ton per tillverkare/ importör och år i EU. Vid de låga volymer som det kan handla om för PFAS är krav på information mycket låga eller obefintliga (KEMI, 2015). Reglering finns idag endast för ett fåtal högfluorerade ämnen, främst för PFOS (KEMI, 2015).



Figur 6. Fluorerad polymer. Källa: (KEMI, 2015).

## 6.2 I vilka produkter finns fluorerade polymerer?

Av de ca 320 enskilda substanser som fanns i Kemikalieinspektionens interna databas används:

- 78 st. för smuts-/vattenavvisning av materialytor
- 38 st. för textil/läder
- 8 st. för papper
- 5 st. som komponent i tryckfärg
- 4 st. som komponent i färg
- 4 st. för plast/gummi

Resterande substanser hade inget angivet användningsområde<sup>80</sup>. I vår studie valde vi att gå vidare med textil eftersom en del av materialet går till materialåtervinning idag, även om det mesta fortfarande energiåtervinns (Elander och Ljungkvist, 2016), men främst för att man i Sverige vill öka materialåtervinningen av textil<sup>81</sup>. Papper valdes också eftersom PFAS-ämnena används i pappers- och livsmedelsförpackningar (KEMI, 2015), och eftersom de dels går till

<sup>79</sup> Stellan Fischer, Kemikalieinspektionen, mail 2016-11-10

<sup>80</sup> Kemikalieinspektionen, mail 2016-11-10

<sup>81</sup> <http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Regeringsuppdrag/Redovisade-2013/Fem-nya-etappmal/Textil-och-textilavfall/>

materialåtervinning via FTIs insamling, men en del hamnar i hushållens brännbara avfallsfraktion på grund av felsortering (SMED, 2016).

Kemikalieinspektionen hittade indikationer på högfluorerade ämnen som PFOS och PFOA (vilka kan bildas när fluorerade polymerer bryts ner) i plastgolv och textilmattor vid sina analyser i samband med tillsyn (KEMI, 2014b).

### Textil

Olika högfluorerade polymerer används i stor utsträckning av textilindustrin på en rad olika textilrelaterade varor såsom ytterplagg, paraplyer, väskor, segel, tält, parasoller/markiser, presenningar, bilklädsel, lädervaror, skor och mattor samt möbler och inredning (KEMI, 2015, Östlund m. fl., 2015). Även i vinteroveraller, regnkläder, skidkläder, handskar och vantar är det vanligt med innehåll av PFAS (Lassen m. fl., 2015). Cirka 2 – 3 procent av fibervikten kan utgöras av PFAS när det gäller textilier, och omkring 15 procent för syntetmattor (KEMI, 2015), men andelen av alla textilier som kan innehålla PFAS-ämnen är inte klarlagt inom denna studie.

### Papper

Fluorkemikalier används i pappersindustrin för att tillverka fett- och vattenavvisande papper. Det används både i livsmedelsförpackningar (tallrikar, popcornpåsar och pizzakartonger) och i andra pappersförpackningar (kartonger, behållare och maskeringspapper). Det är vanligt med en halt på 1 – 1,5 procent i den färdiga varan (KEMI, 2015), men andelen av allt papper som kan innehålla PFAS-ämnen är inte klarlagt inom denna studie.

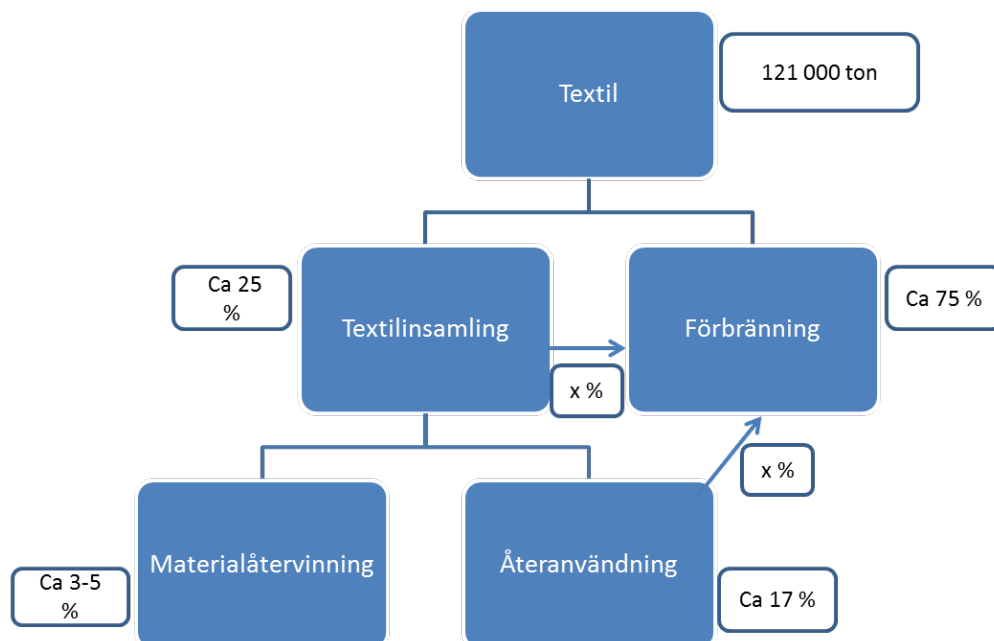
## 6.3 Hur ser flödena av textil och papper ut?

Flödena av textil och papper som tagits fram för denna studie är grova men ger en översiktlig bild av materialflödena i Sverige.

### Textil

På den svenska marknaden placerades år 2013 ca 121 000 ton kläder och hushållstextilier. Av detta samlades ca 30 000 ton in separat för återanvändning (exklusive näthandel som tillexempel Blocket) och materialåtervinning. Ungefär 4000 – 6000 ton återvanns efter att ha sorterats utomlands, vilket ger en materialåtervinningsgrad av textil på ungefär 3 – 5 procent. Ungefär 17 procent av den textil som sattes på marknaden 2013 återanvändes i Sverige och utomlands (Elander och Ljungkvist, 2016, Elander m. fl., 2014). Från både insamlingen och återanvändningen avgår en del av textilen till energiåtervinning på grund av låg kvalitet, Figur 7.

Hur stor andel av textil som innehåller högfluorerade ämnen har vi inte lyckats ta reda på inom detta projekt. Medelåldern på textilavfall har beräknats till 3 år och 4 månader (Fletcher, 2008) samt 2 år och 2 månader (WRAP, 2011), vilket betyder att substitution inom textilindustrin får relativt snabbt genomslag.



Figur 7. Grov översiktlig uppskattning av textilflödet i Sverige. Den översta kvadraten representerar den mängd kläder och hushållstextil som sattes på marknaden år 2013. Procentandelarna för materialåtervinning och återanvändning är beräknade som andelar av den mängd textil som sattes på marknaden.

## Papper

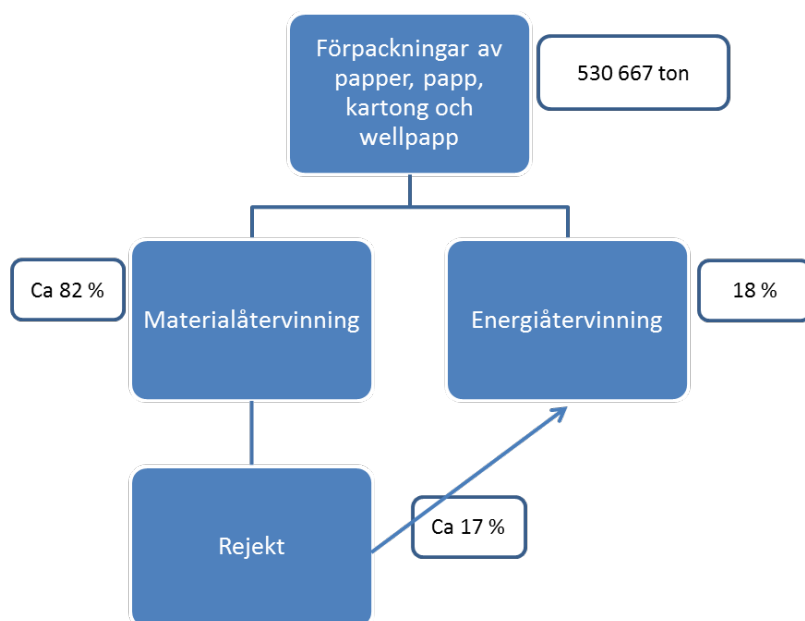
Enligt Naturvårdsverkets uppföljning av producentansvar för förpackningar och tidningar<sup>82</sup> tillfördes 530 667 ton förpackningar av papper, papp, kartong och wellpapp den Svenska marknaden 2015. Av detta gick 82 procent till materialåtervinning. Resterande 18 procent hamnade troligtvis i den brännbara fraktionen av hushållsavfallet. År 2015 köpte Fiskeby Board in 188 000 ton returpapper i olika former<sup>83</sup>. Av detta blev 31 700 ton rejekt som förbrändes i Fiskeby Boards egen energianläggning<sup>83</sup>. Ungefär 17 procent av pappret som går till materialåtervinning hos Fiskeby Board blir alltså rejekt, se Figur 8.

Av datummärkningar på färskvarupaket som dyker upp hos Fiskeby kan man dra slutsatsen att omsättningshastigheten av pappersförpackningar är hög. Inom någon vecka från att förpackningen lämnats till materialåtervinning så har den processats den<sup>84</sup>. Livslängden på denna typ av produkter är alltså ofta mycket kort, så förändringar i lagstiftning eller användning av nya ämnen kommer snabbt att slå igenom i denna typ av produkter.

<sup>82</sup> <https://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/avfall/forpackningar/Forpackningsrapport161028.pdf>

<sup>83</sup> Magnus Johansson, Fiskeby Board AB, mail 2016-12-12.

<sup>84</sup> Magnus Johanson, Fiskeby Board AB, mail 2016-12-02



Figur 8. Grov översiktlig uppskattning av flödet av pappersförpackningar i Sverige. Den översta kvadraten representerar den mängd pappersförpackningar som sattes på marknaden år 2015. Procentandelen för rejekt är beräknad på den andel av de pappersförpackningar som Fiskeby Board köper in för att materialåtervinna och som blir rejekt.

## 6.4 Hur omhändertas textil och papper i avfallsled?

Både textil och papper kan återvinnas och energiåtervinnas beroende på hur de hanteras dels av konsumenten, men också hur de hanteras i avfallsled.

### Textil

Det finns idag inga krav på insamling och/eller materialåtervinning av textil. Naturvårdsverket har i ett regeringsuppdrag bland annat föreslagit ett nytt lagkrav att sortera ut textil från annat avfall samt att 90 procent av separat insamlad textil år 2025 ska förberedas för återanvändning eller materialåtervinnas<sup>85</sup>.

Textilprodukter innehållande fluorerade polymerer kan förstås gå till återanvändning, men det faller utanför denna studie. Materialåtervinning av textil sker dels genom mekanisk materialåtervinning och dels genom kemisk materialåtervinning (Lexén m. fl., 2016). Vid *mekanisk återvinning* där textilen blir till isolering eller fibermattor kan värmebehandling på 200 grader användas, men i övrigt värmebehandlas textilen inte vid mekanisk återvinning (Östlund m. fl., 2015). Vid *kemisk materialåtervinning* löses fibrerna upp till molekylär nivå med hjälp av kemikalier och spinns därefter till nya fibrer. Det finns kemiska materialåtervinningsprocesser för polyester, polyamid och cellulosafibrer (Östlund m. fl., 2015), men detta sker i mycket liten utsträckning idag.

<sup>85</sup> <https://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhalltet/Miljoarbete-i-Sverige/Regeringsuppdrag/Hantering-av-textilier/>

Energiåtervinning av textil sker vanligen tillsammans med vanligt hushållsavfall eller då det inkommer från återvinningscentraler (ÅVC) och har placerats i fraktionen för brännbart grovavfall.

### Papper

Enligt förpackningsdirektivet<sup>86</sup> ska minst 60 procent av papper och papp återvinnas (materialutnyttjas). I Sverige är ett producentansvar för förpackningar infört<sup>87</sup>. Förpacknings- och tidningsinsamlingen (FTI) är ansvariga för att samla in och återvinna tidningar och olika typer av förpackningar (FTI, 2016b). Returkartong är det materialbolag som ansvarar för de pappersförpackningar som omfattas av producentansvaret<sup>88</sup>. Fiskeby Board AB är det företag i Sverige som återvinner pappersförpackningar<sup>89</sup>.

Vid materialåtervinningsprocessen av pappersförpackningar så separeras fibrerna med hjälp av varmt, recirkulerat vatten (ca 45 – 50°C) och mekanisk omrörning. Fiskeby Board AB tillverkar kartong av pappersförpackningarna, vilken upphettas med temperaturer upp till 120 °C innan produkten är färdig. Önskade ämnen som kommer in med förpackningarna ses som ett problem av materialåtervinningsindustrin. Det saknas lagstiftning och gränsvärden gällande många ämnen. materialåtervinningsindustrin kan inte heller påverka vad producenterna sätter i sina produkter, men måste ta hand om materialet och de eventuella önskade ämnen som kommer in.

Energiåtervinning av pappersförpackningar sker då förpackningarna felsorteras i hushållens brännbara fraktion, och när det kommer ut som rejekt från materialåtervinningsprocesserna, Figur 8.

## 6.5 Vad händer med fluorerade polymerer i avfallsled?

Den största delen av textilavfallet går till energiåtervinning, medan den största delen av pappersförpackningsavfallet går till materialåtervinning. Det som är problemet med fluorerade polymerer är att de kan brytas ner till stabila perfluorerade karboxylsyror, som inte bryts ner i miljön, ackumuleras i organismer och kan vara giftiga för människa och miljö.

Mekaniskt återvunnen textil och mekaniskt återvunnet papper kommer att innehålla de fluorerade polymerer som produkterna hade när de kom till avfallsled. Detta eftersom temperaturerna i processerna inte är nog höga. Fiskeby board AB<sup>90</sup> bekräftar att de hittar spår av PFAS-ämnen i returpappersfibern.

I kemisk textilåtervinning kan det finnas möjlighet att separera önskade ämnen från fibrerna som ska återvinnas (Lexén m. fl., 2016).

Textil klassas inte som farligt avfall och skickas till energiåtervinning vilket håller ungefär 850 °C. Även om energiåtervinning teoretiskt sett bör leda till fullständig mineralisering av PFAS-ämnen

<sup>86</sup> [http://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:f8128bcf-ee21-4b9c-b506-e0eaf56868e6.0011.02/DOC\\_1&format=PDF](http://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:f8128bcf-ee21-4b9c-b506-e0eaf56868e6.0011.02/DOC_1&format=PDF)

<sup>87</sup> <http://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/forordning-20141073-om-producentansvar-for-sfs-2014-1073>

<sup>88</sup> <http://www.ftiab.se/215.html>

<sup>89</sup> <http://fiskeby.com/>

<sup>90</sup> Personlig kommunikation med Annelie Niva, Fiskeby Board AB, mail 2016-12-05

så har det visats att temperaturer över 1000° C kan behövas för fullständig destruktion av PFAS (Watanabe m. fl., 2016). Kunskapsunderlaget är dock litet, och fler studier krävs för att kunna fastställa vilka temperaturer som krävs för att bryta ner fluorerade polymerer och de stabila perfluorerade karboxylsyror som är deras nedbrytningsprodukter.

## 6.6 Slutsatser

Fluorerade polymerer bryts inte ner fullständigt vid materialåtervinning av papper och textil. Kunskapsunderlaget är för litet för att vi ska kunna uttala oss om nedbrytning vid energiåtervinningstemperaturer (850 °C), men det är möjligt att destruktionstemperaturer på 1100 °C kan krävas för att bryta ner dessa ämnen och deras nedbrytningsprodukter i sin tur. Fluorerade polymerer är idag inte begränsade i kemikalielagstiftningen, men vissa PFAS ämnen är reglerade och andra tas upp på kandidatförteckningen. Tillsvidare finns alltså inget lagligt hinder för att materialåtervinna papper och textil med innehåll av fluorerade polymerer, och inte heller att energiåtervinna dem, men destruktion i högtemperaturförbränning är det alternativ som mest troligt leder till destruktion av ämnena. När regleringar träder i kraft är det på grund av den korta livslängden på både pappers- och textilprodukter en ganska snabb process att substituera för dessa ämnen. Förhoppningsvis medför den kommande regleringen av PFOA att fluorerade polymerer inte längre kommer att användas i papper och textil. Förutsatt att de inte substitueras mot andra farliga kemikalier så kan detta leda till ökad återvinningspotential av dessa material.

# 7 Kortkedjiga klorparaffiner (SCCP)

Kortkedjiga klorparaffiner (SCCP) är en grupp ämnen som består av alkaner med 10 – 13 kloratomer och används som mjukgörare i PVC-plast och som flamskyddsmedel och impregnering (KEMI, 2016a). Alkanerna förekommer i sin tur med varierade kloreringsgrad, från 1 till 13 kloratomer<sup>91</sup>

## 7.1 Kommersiell SCCP

SCCP är begränsad via POPs-förordningen, är upptagen på kandidatförteckningen och är ett persistent, biackumulerande och toxiskt ämne (PBT-ämne) (ECHA, 2016). Enligt CLP är SCCP märkt med H400 (mycket giftigt för vattenlevande organismer), H410 (mycket giftigt för vattenlevande organismer med långtidseffekter) och H351 (misstänks kunna orsaka cancer). Begränsningen enligt POPs-förordningen<sup>92</sup> gäller vid förekomst över 0,15 procent i alla varor som sätts på EU-marknaden, men kan komma att utökas för att gälla globalt i Stockholmskonventionen<sup>93</sup> <sup>94</sup>. Undantag gäller för transportband inom gruvindustrin och tätningssmassa i dammar. SCCP är även tillåtet i varor som varit i användning innan den 10 juli 2012 (KEMI, 2016a). Enligt PRIO-databasen är kommersiell SCCP ett utfasningsämne på grund av sina egenskaper som persistent, bioackumulerande och toxiskt (PBT).

---

<sup>91</sup> Personlig kommunikation med Emma Westerholm, KEMI, 2016.11.25.

<sup>92</sup> <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/HTML/?uri=CELEX:02004R0850-20151204&qid=1450270037326&from=SV>

<sup>93</sup> <https://echa.europa.eu/sv/substance-information/-/substanceinfo/100.079.496>

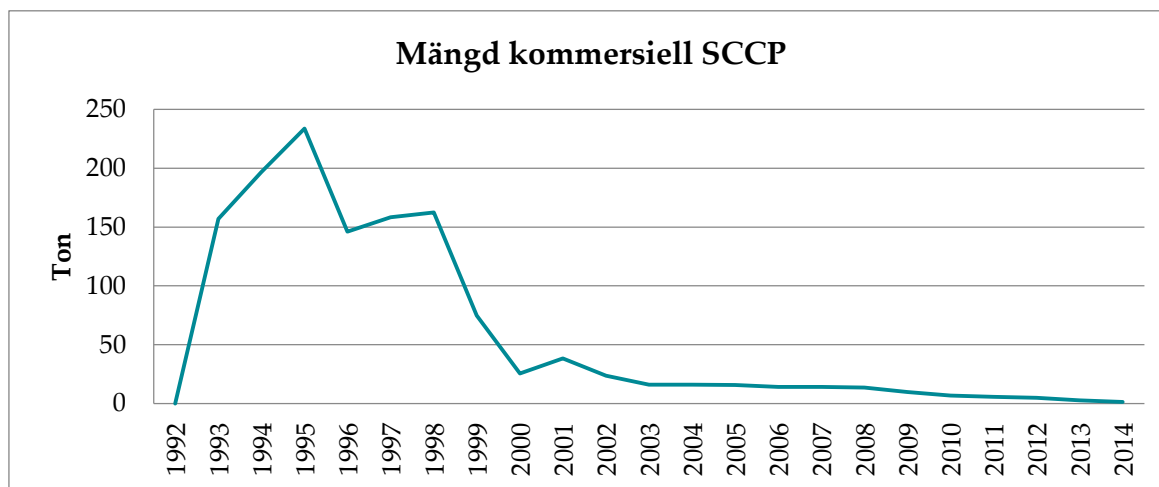
<sup>94</sup> Personlig kommunikation med Emma Westerholm, KEMI, 2016.11.25.

Trots förbud mot SCCP har Kemikalieinspektionen identifierat flera plastvaror innehållande SCCP. Av 160 analyserade varor som vanligtvis används i hemmiljö (till exempel varor för badrum, trädgård, arbetshandskar) varav de flesta av mjukt PVC, fanns 14 varor som innehöll ämnen som är begränsade i överskridande halter där det vanligaste ämnet var kortkedjiga klorparaffiner (10 varor) (KEMI, 2016c).

Tillräcklig information från Varuguiden saknas för att med hjälp av databasen avgöra vilken produktgrupp som är av intresse att närmare studera. Baserat på KEMI:s tillsynsrapport (2016c) väljer vi därför varor i plast som brukas i hemmiljö som fokus vad gäller SCCP. SCCP i produkter som räknas som farligt avfall, till exempel plast i elektroniska produkter exkluderas. Det är oklart i vilken halt SCCP finns i plastprodukter som brukas i hemmiljö men då SCCP i huvudsak används som mjukgörare i PVC (KEMI, 2014b) kan Varuguidens uppgifter om 0 – 50 procent mjukgörare i PVC ge en indikation<sup>95</sup>.

CAS-nummer för kommersiell SCCP (85535-84-8) i KemI-Stats databas är den som har använts för att ta fram diagram över registrerad mängd i Sverige (ton) och antal produkter som SCCP används i, Figur 9 och Figur 10. Notera att även andra CAS för SCCP kan förekomma och att importerade produkter innehållande SCCP inte är med i dessa diagram.

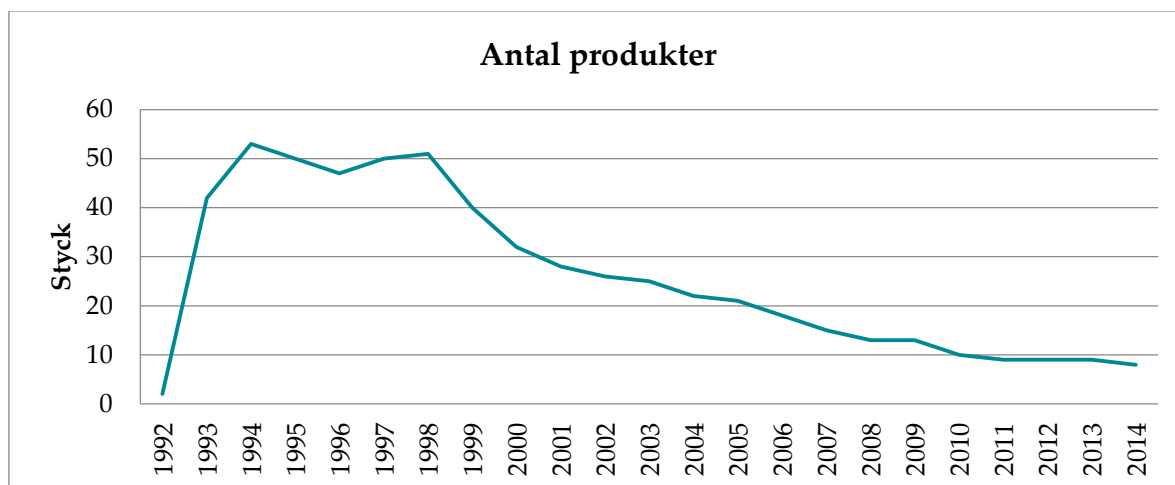
Diagrammen visar att den registrerade mängden SCCP i Sverige kraftigt minskade mellan åren 1995 och 2000. Därefter har mängden stabilt minskat ytterligare och hållit sig långt under 10 ton från 2009<sup>96</sup>. Även antalet produkter med registrerad mängd kommersiell SCCP har minskat, där minskningen startade 1998. Efter 2010 finns SCCP i färre än 10 produkter/produktgrupper<sup>96</sup>.



Figur 9. Total mängd kommersiell SCCP registrerad i produktregistret 1992 till 2014. (KemI-Stat, 2016).

<sup>95</sup> <https://webapps.kemi.se/varuguiden/AmneMaterial.aspx>

<sup>96</sup> <http://webapps.kemi.se/kemistat/>



Figur 10. Antalet produkter innehållande kommersiell SCCP 1992 till 2014. (Kemi-Stat, 2016)

Att den registrerade mängden SCCP har sjunkit de senaste åren betyder inte nödvändigtvis att SCCP-tonnaget i Sverige är lågt. Troligtvis står importen av varor för en stor del av den SCCP som finns i plastflöden i Sverige idag. Trots att användningen av SCCP är begränsad så visar Glüge m. fl. (2016) att världsproduktionen av SCCP ökar och som minst produceras 165 000 ton per år. Den globala produktionen av klorparaffiner i stort är enligt samma källa över 1 miljon ton per år. De globala emissionerna av SCCP orsakad av användning och produktion uppskattas mellan 1935 till 2012 att vara mellan 1 690 – 41 400 ton till luft, 1 660 – 105 000 ton till vatten och 9 460 – 81 000 ton till mark (Glüge m. fl., 2016).

## 7.2 I vilka produkter finns SCCP?

Information kring vilka produkter som kan innehåller SCCP saknas eller är inte uppdaterade i Varuguiden. När PCB (polyklorerade bifenoler) förbjöds 1978 i Sverige på grund av dess farliga egenskaper ersatte SCCP till stor del användningen. PCB användes tidigare vanligtvis i<sup>97</sup>:

- byggnader som fog- och golvmassa och i isolerrutor
- i apparater som äldre disk- och tvättmaskiner och köksfläktar
- i transformatorer, lysrör och oljebrännare
- i färger och vissa impregneringsmaterial
- i isolerolja för produktion och distribution av el.

Klorparaffiner har alltså ersatt användningen och används bland annat i kyl- och smörjmedel i metallbearbetande industri men också som tillsatsmedel i fogmassor, färg, plast och gummi med funktionen mjukgörare/flamskyddsmedel<sup>98</sup>.

Då tillräcklig information från Varuguiden saknas baseras valet av produktgrupp på KEMI:s tillsynsrapport där man hittade SCCP i plastvaror som används i hemmiljö, främst mjukgjord PVC. Tonnage av SCCP i plastvaror som används i hushåll i Sverige är som exempel 14,4 kg SCCP i badrumsmattor totalt under ett år och 52,2 kg i duschslangar (KEMI, 2016c).

<sup>97</sup> <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Organiska-miljogifter/PCB/>

<sup>98</sup> <http://www.kemi.se/prio-start/kemikalier-i-praktiken/kemikaliegrupper/klorparaffiner>

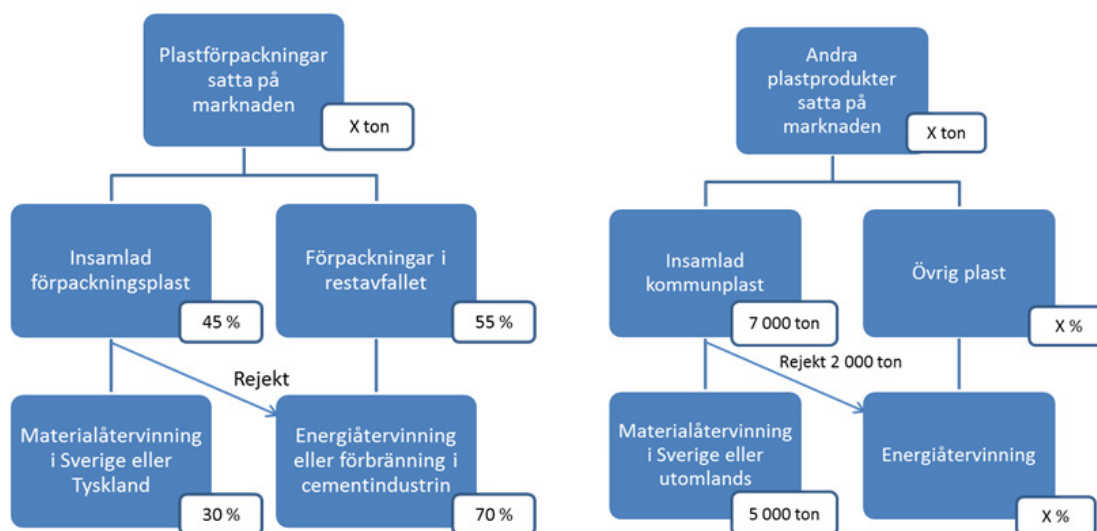


## 7.3 Hur ser flödet av plastprodukter ut?

Enligt PlasticsEurope (2016) var Sveriges efterfrågan på plastmaterial 2015 nära 1 miljon ton. Av de 49 miljoner ton plastmaterial som efterfrågades inom EU 2015 användes 39,9 procent till förpackningsindustrin och 22,4 procent till "övrigt" (till exempel konsumentprodukter, möbler, sportprodukter mm.) (PlasticsEurope, 2016). Detta ger en indikation på storleksordningen av, inom EU, tillverkad plast som används i hushåll. För dessa två kategorier (plastförpackningar och övriga plastprodukter) och enligt uppdelning i PlasticsEurope, är de vanligaste plastmaterialen för plastförpackningar PE-LD, PE-LLD, PE-HD, PE-MD, PP och PET. För kategorin "övriga plastprodukter" var de vanligaste plastmaterialen PE-LD, PE-LLD, PP och andra plastmaterial. Utöver detta inflöde tillkommer även importerade plastprodukter.

Eftersom fokus på produktgrupp vad gäller SCCP är en bred grupp och omfattar plastvaror som oftast används i hushåll (exkluderat produkter som räknas som farligt avfall) finns det många vägar plasten kan ta när den blir avfall. Figur 11 visar en grov översikt på flödet av plastprodukter från hushåll i avfallsled. Icke-farligt plastavfall från hushåll kan vara i form av förpackningsplast, skrymmande plastavfall som oftast hamnar på ÅVC, även kallad kommunplast, eller andra mindre plastprodukter som är annat än plastförpackningar.

Nyligen uppmärksammade Dagens Nyheter att en del av förpackningsplasten som källsorteras inte materialåtervinns enligt redovisade mängder utan förbränns i cementfabriker. Ett företag redovisade att 80 procent av plastförpackningarna materialåtervinns men istället har endast 38 procent gått till materialåtervinning (Örtsadius och Delin, 2017). Hur dessa plastavfallsströmmar från hushåll samlas in och behandlas beskrivs utförligare nedan i 7.4 "Hur omhändertas plastprodukter i avfallsled?"



Figur 11. Grov översiktlig flödesbild av förpackningsplast, kommunplast och övriga plastprodukter som används i hushåll. Alla procentsiffror utgår från andel satt på marknaden. Insamlade mängder förpackningsplast baseras på år 2015. Källor: (Avfall Sverige, 2016, Fråne m. fl., 2012).

## 7.4 Hur omhändertas plastprodukter i avfallsled?

Plastprodukter från hushåll förbränns antingen i avfallsförbränningsanläggningar eller materialåtervinns.

### Plastförpackningar, producentansvar

Målet är att 50 procent av alla plastförpackningar ska samlas in och återvinnas till år 2020<sup>99</sup>. Med plastförpackningar menas inte bara livsmedelsförpackningar utan även andra typer av plastförpackningar. Svenska kommuner är ansvariga för insamling och behandling av hushållsavfall förutom i de fall där det råder producentansvar. Plastförpackningar har sedan 1994 omfattats av producentansvaret och det är därför importörer och tillverkare som sätter plastförpackningar på marknaden som har ansvaret att samla in och återvinna plastförpackningar. De plastförpackningar som felsorteras och hamnar i restavfallet tas omhand av kommunen. I Sverige är det främst materialbolaget Plastkretsen som organiserar insamlingen och behandlingen av plastförpackningar som tillsammans med fyra andra materialbolag äger FTI. Det finns även konkurrenter till Plastkretsen.

Hushållens plastförpackningar ska källsorteras och samlas in i olika insamlingssystem (tillexempel via olika former av fastighetsnära insamling eller på återvinningsstationer), både mjuka och hårda plastförpackningar samlas in i samma behållare (Fråne m. fl., 2014, FTI, 2016a). Efter insamling sker en grovsortering av den insamlade plasten som sedan komprimeras och balas för att skickas till en plaståtervinningsanläggning. 40 procent av förpackningarna som samlas in av FTI skickas till Swerec som har en anläggning i Bredaryd. Resterande skickas till tyska sorteringsanläggningar

<sup>99</sup> <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Mark/Avfall/Resultat-producentansvaret/>

(FTI, 2016a). Väl vid återvinningsanläggningen sker ännu en manuell sortering och därefter separeras mjuk plast (påsar och plastfilm tillexempel) från hårda förpackningar med hjälp av luftströmmar. Efter denna sortering skiljs färgad mjukplast från ofärgad då ofärgad mjukplast har ett högre värde. Plasten mals och smälts ner till granulat som sedan används för att tillverka nya mjukplastprodukter (FTI, 2016a).

Totalt så samlade FTI 2014 in 72 273 ton plastförpackningar till materialåtervinning (just det året var det 38 procent av det som sattes på marknaden av producenter anslutna till FTI) (FTI, 2016a). Cirka 70 procent av alla plastförpackningar som sätts på marknaden går till någon typ av förbränning enligt Avfall Sverige (2016) efter att hänsyn tas till Swerecs materialåtervinningsgrad om 50 procent och de tyska anläggningarnas materialåtervinningsgrad (80 procent). Av de separat insamlade plastförpackningarna sorteras 15 procent ut som rejekt till energiåtervinning (Avfall Sverige, 2016).

Hårda plastförpackningar sorteras efter plasttyp med hjälp av infrarött ljus (NIR) och en mekanisk anordning. Sedan mals platen ner och smälts till granulat och råvara för produktion av nya produkter tillexempel till fordonsdelar, byggindustrin, möbler mm. (FTI, 2016a).

Eftersom det främst är PVC som kan innehålla SCCP kan kontaminerade förpackningar blandas med andra förpackningar vid insamling till materialåtervinning.

### **Kommunplast**

Skrymmande plastavfall lämnas oftast in på kommunens ÅVC:er och består för det mesta av hårdplast, tillexempel balkongmöbler, pulkor och större hårda plastförpackningar<sup>100</sup>. Mjukplast som tillexempel plastpåsar, emballageplast och mjuka plastförpackningar samlas också in. Enligt Avfall Web<sup>101</sup>. har 55 av Sveriges 290 kommuner separat insamling av skrymmande plastavfall i deras ÅVC:er (2015). I verkligheten är det troligtvis färre kommuner som har denna fraktion då indatakoder kan missuppfattas vid inmatning. Totalt samlade de in ca 7 000 ton kommunplast 2015. Att rapportera till Avfall Web är dock frivilligt så det kan finnas fler kommuner som samlar in kommunplast.

Swerec har kapacitet att ta emot ca 5000 ton kommunplast. Den plast som de tar emot består av ca 50 procent polypropen (PP), 30 procent polyeten (PE) och 10 procent diverse brännbart (Fråne m. fl., 2014). Likt för hårda plastförpackningar så sorteras material manuellt och krossas. Därefter identifieras och sorteras plastsorter med NIR och mekanisk anordning (Fråne m. fl., 2014, Swerec, 2011). Det är oklart vad som händer med resterande 2000 ton kommunplast som inte skickas till Swerec.

### **Övrig plast**

Plastprodukter från hushåll som varken är förpackningsmaterial eller är stora nog att räknas som skrymmande har inget separat samlings- eller behandlingssystem. Plastprodukterna samlas in tillsammans med övrigt restavfall av kommunen och hamnar på avfallsförbränningsanläggningar. Det händer dock att dessa plastprodukter felsorteras i förpackningsinsamlingen. Dessa återvinns om plasttypen är sådan som kan identifieras och återvinnas (Fråne m. fl., 2014).

---

<sup>100</sup> <http://www.stockholmvatten.se/avfall-och-atervinning/har-lamnar-du-dina-sopor/privatkund/har-lamnar-du-sopor/atervinningscentral/>

<sup>101</sup> Avfall Web är Avfall Sveriges internetbaserade verktyg för kommuner som används för uppföljning och benchmarking av kommunens avfallshantering.

## 7.5 Vad händer med SCCP i avfallsled?

Enligt ovan så kan plastprodukter från hushåll i avfallsled antingen gå till materialåtervinning eller till avfallsförbränningsanläggningar. Materialåtervinningen kan vara kemisk eller mekanisk men i dag är övervägande materialåtervinning mekanisk. Cirka 50 000 ton plastavfall återvinns kemiskt i EU jämfört med 5 miljoner ton som återvinns mekaniskt (Stenmarck m. fl., 2017).

Vid kemisk återvinning bryts polymeren ned till monomer eller andra beståndsdelar som kan återpolymeriseras till ny plast. Denna typ av materialåtervinning är dock fortfarande inte applicerad i stor industriell skala med undantag för materialåtervinning av Nylon 6, PET och PVC. I vissa fall, beroende på hur den kemiska materialåtervinningen genomförs, kan additiv separeras från plasten. Detta är dock kostsamt och energikrävande (Stenmarck m. fl., 2017).

Mekanisk återvinning (Swerecs metod samt materialåtervinning av plastförpackningar) innebär att mekaniska processer används för att skapa ny plastråvara. Materialåtervinning av plast sker idag mest via mekanisk materialåtervinning (Stenmarck m. fl., 2017). Endast så kallade termoplaster som kan smältas ned kan materialåtervinnas på detta sätt. I processen ingår bland annat sönderdelning, sortering, tvättning och granulering och oftast används mekaniskt återvunnen plast i applikationer av något lägre kvalitet än ursprungligen (Stenmarck m. fl., 2017, European plastics Recyclers, 2016). Vid nedsmältning av plasten nås temperaturer på kring 200 °C (Hansson m. fl., 2016). Ingen omsmältning sker dock hos Swerec som endast sorterar, tvättar och kvarnar plasten.

Vid energiåtervinning i rosterugn nås temperaturer mellan 850 °C och 1100 °C och i energiåtervinning i fluidiserad bädd ca 900 °C (Avfall Sverige, 2005). SCCP har en relativt låg värmestabilitet och destrueras troligtvis vid de höga temperaturer som används vid energiåtervinning (Kenne och Ahlberg, 1996, UK Marine SACs project). En studie av ett kemikalieföretag menar att de klorerade paraffinerna borde degraderas vid energiåtervinning med anledning av ämnens låga värmestabilitet (Kenne och Ahlberg, 1996). På grund av detta borde klorparaffinerna inte heller avdunsta till avgasen från avfallsförbränningsanläggningar (Kenne och Ahlberg, 1996).

En äldre studie undersökte den termiska stabiliteten hos fyra enskilda klorerade paraffiner (de fyra prover som användes innehöll 18, 25, 31 respektive 38 procent klor) (Sosa, 1975). Denna studie tillsammans med en studie av Camino och Costa (1980) visar att en total viktminskning sker vid cirka 400 till 600 °C beroende på hur hög andelen klor är (ju högre andel desto högre temperatur krävs). Sosa (1975) konstaterade att för de två proverna med minst klorinnehåll sker en dehydrohalogenering<sup>102</sup> som efterföljs av total förångning. Klorparaffiner med fler kloratomer bryts ned eller missfärgas och en restprodukt bildas (Sosa, 1975). Vid ogynnsamma förhållande finns risk för dioxinbildning<sup>103</sup>. Det är viktigt att även ta hänsyn till stökiometriska förhållanden vid avfallsförbränning utöver värmestabiliteten.

Med bakgrund till detta är slutsatsen att SCCP till största del destrueras vid förbränning i avfallsförbränningsanläggningar då temperaturerna är långt över de temperaturer som krävs för att klorerade paraffiner antingen ska förångas eller brytas ned. Vid mekanisk materialåtervinning däremot, som är den vanligaste och den som idag används i kommersiellt syfte till största del,

---

<sup>102</sup> en organisk reaktion där halogenalkaner omvandlas till dess motsvarande alken.

<http://encyclopedia.thefreedictionary.com/Dehydrohalogenation>

<sup>103</sup> Personlig kommunikation med Martina Melander, Fortum Waste Solutions, 2017.02.28.

uppnås inte tillräcklig hög temperatur för att destruera SCCP och ämnet finns antagligen kvar i granulatet som används vid tillverkning av nya plastprodukter.

Det förekommer även andra materialåtervinningstekniker som ännu inte har kommersialiserats på grund av för höga kostnader. Exempel på detta är pyrolys (en form av kemisk materialåtervinning). Vid pyrolys når man temperaturer mellan 400 och 800 °C beroende på typ av plast och slutprodukt (Stenmarck m. fl., 2017) vilket skulle kunna möjliggöra materialåtervinning med destruering av farliga ämnen såsom klorparaffiner.

## 7.6 Slutsatser

Enligt tillsynsrapport från Kemikalieinspektionen så förekommer SCCP fortfarande i en del hushållsprodukter i plast trots att det är förbjudet. Även om varuguiden visar att den registrerade mängden SCCP har minskat drastiskt sedan slutet på 90-talet så står troligtvis importen av varor för en stor del av den SCCP som finns i svenska plastflöden idag.

SCCP är upptagen i POPs-förordningen som gäller vid förekomst över 0,15 procent i alla varor som sätts på EU-marknaden. Krav på irreversibel destruktionsmetod gäller således och godkända destruktionsmetoder finns återgivna i förordningens artikel 7.2, bland annat:

- kemisk-fysikalisk behandling
- förbränning på land (högtemperaturförbränning)
- användning som bränsle
- separering från isolering från avfallet och bortskaffning enligt ovan (vid materialåtervinning).

Då klorparaffinerna innehåller mer än 1 procent klor bör industriutsläppsdirektivets regel om temperatur på 1100 grader beaktas vid förbränning av avfall innehållande klorparaffiner. Alltså bör avfallet skickas till destruktionsmetod. Detta är möjligt för identifierade källor. Det som förekommer i hushållsprodukter kommer fortfarande hamna i konventionella avfallsförbränningsanläggningar tillsammans med restavfallet. PVC plast bör till så hög utsträckning som möjligt sorteras ut för att inte kontaminera icke-kontaminerat plast som kan materialåtervinnas.

Plast som används i hushåll kan vara plastförpackningar som omfattas av producentansvar, så kallat kommunplast som samlas in på ÅVC:er eller övriga plastprodukter som oftast hamnar i restavfallet eller felaktigt sorteras med plastförpackningar. Plaster går antingen till materialåtervinning (kemisk eller mekanisk materialåtervinning) eller till energiåtervinning i avfallsförbränningsanläggningar. Kemisk materialåtervinning sker dock ännu inte i större industriell skala.

Ju högre andel klor i SCCP desto högre temperatur krävs för en total viktnedgång. Klorparaffiner med upp till 38 procent klor genomgår en total viktnedgång vid 400 – 600 grader. Mekanisk materialåtervinning (200 grader) är alltså inte tillräcklig för en total viktnedgång av SCCP. Vid energiåtervinning i avfallsförbränningsanläggningar uppnås dessa temperaturer.

Antaganden som enbart beaktar temperatur är vagt underbyggda. Avgörande för destruktionsgraden är i grunden tid, temperatur och turbulens samt de stökiometriska förhållandena. I tillägg är det viktigt att såväl saltsyra som eventuellt nybildade ämnen såsom till exempel dioxiner effektivt samlas upp och inte emitteras i rökgaserna. Det är också viktigt att

minimera återbildningen av oönskade ämnen, eftersom de då också kan komma att återfinnas i restprodukterna från avfallsförbränningen.

## 8 Organofosfater

Organofosfater är en grupp bestående av ett 20-tal ämnen som används som flamskyddsmedel och mjukgörare. Det finns halogenerade och icke-halogenerade organofosfater, och de icke-halogenerade används främst som mjukgörare medan den halogenerade används i båda applikationerna (Sternbeck m. fl., 2016).

### 8.1 TPP

Trifenylofosfat (TPP) (med CAS: 115-86-6) tillverkas i Europa i 1000 – 10 000 ton per år<sup>104</sup>. Användningen av TPP i Sverige har varierat mellan ca 20 ton till 150 ton mellan åren 1992 och 2014, se Figur 12. Antalet produkter som TPP används i har ökat från ca 10 till mer än 100 sedan 1992, se Figur 13.

I Sternbeck m. fl. (2016) valdes TPP ut som en av tre organofosfater av särskilt intresse på grund av hur stor användningen är, vilka organofosfater som hittats i slam och inomhusdamm, om de förekommer i produkter som kan återvinnas, samt ämnens toxikologiska egenskaper (Sternbeck m. fl., 2016). Man kan därför säga att TPP ligger i topp tre för de mest intressanta organofosfaterna att titta på ur ett miljö- och humanriskperspektiv. De andra två organofosfaterna som valdes ut i WSP-rapporten var TCPP och TDCPP.

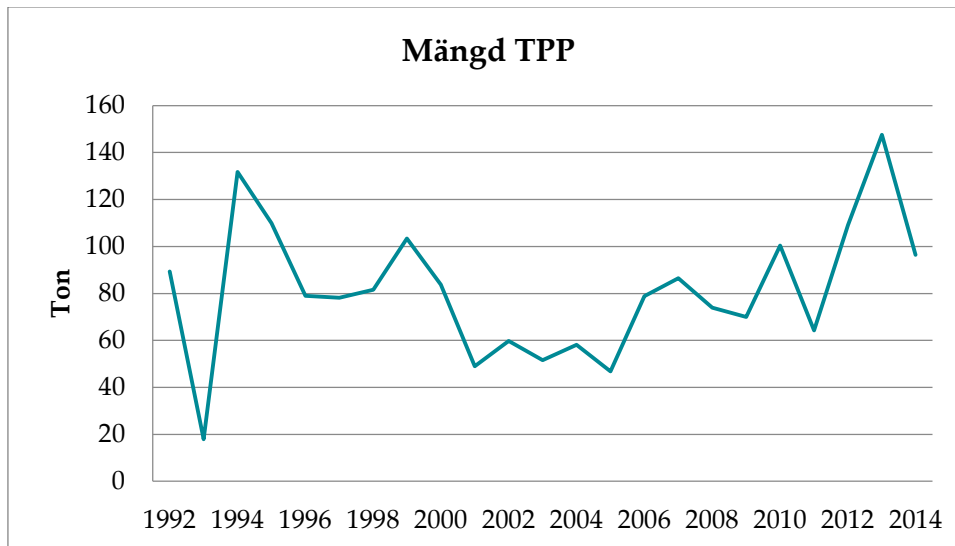
TPP har en bred användning som både mjukgörare och flamskydds medel, också i kombination med andra flamskyddsmedel. TPP misstänks vara hormonstörande (androgenreceptorligand) och finns på CoRap-listan och skall utvärderas baserat på detta under 2017105. Den är dessutom enligt CLP106 (förordningen om klassificering, märkning och förpackning) märkt med H410: Mycket giftigt för vattenlevande organismer med långtidseffekter och H413: Kan ge skadliga långtidseffekter på vattenlevande organismer. TPP har också hittats både i inomhusluft, i levande organismer som fisk, i slam och effluent från reningsverk och i lakvatten från deponier (Westerdahl m. fl., 2012). De största källorna till TPP i miljön togs inom forskningsprogrammet Chemitecs fram som plasttillverkning och användning av produkter som innehåller TPP (Westerdahl m. fl., 2012).

---

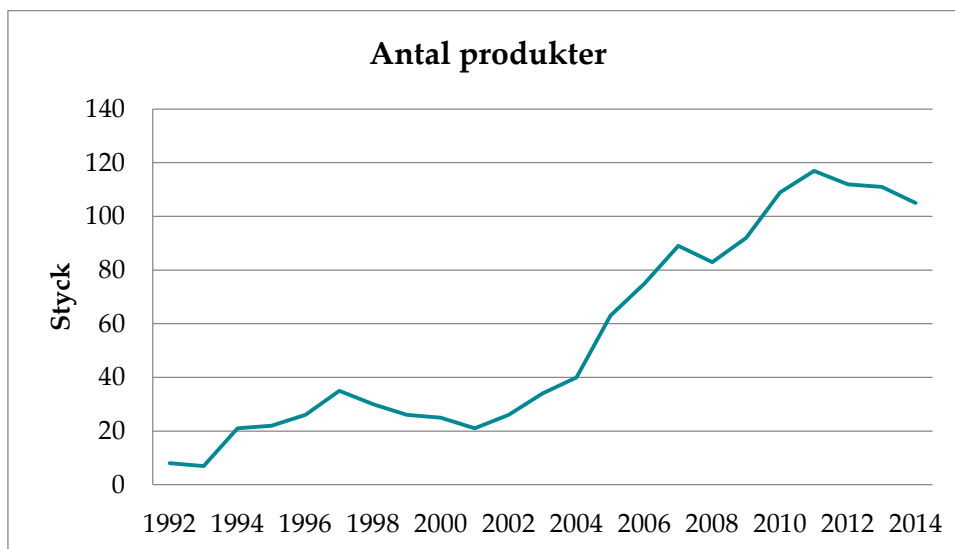
<sup>104</sup> <https://echa.europa.eu/substance-information/-/substanceinfo/100.003.739>

<sup>105</sup> <https://echa.europa.eu/documents/10162/47fa7ee3-8323-4532-bb52-f1d8fe3b5ea4>

<sup>106</sup> <https://echa.europa.eu/regulations/clp>



Figur 12. Total mängd TPP registrerad i produktregistret 1992 till 2014 (KemI-Stat, 2016).



Figur 13. Antalet produkter innehållande TPP 1992 till 2014 (KemI-Stat, 2016).

## 8.2 I vilka produkter finns TPP?

Ungefär 70 procent av den TPP som användes i Sverige år 2014 användes i råmaterial vid tillverkning av plast<sup>107</sup>. Enligt varuguiden fanns 2007 TPP i ett stort antal produkter (nästan 90 olika produkter totalt):

<sup>107</sup> <http://195.215.202.233/DotNetNuke/default.aspx>

TPP finns enligt varuguiden i 0 – 50 procent i mjuk PVC i bland annat följande produkter:

- Isolerade ledningar och kablar (0 – 53579 ton av ämnet i varugruppen).
- Böjliga plattor, ark, film och dylikt av PVC (0 – 4 561 ton).
- Möbler av träfiberskivor (0 – 4 869 ton)

TPP fanns enligt varuguiden i 0 – 24 procent i ABS och PS i bland annat följande produkter:

- Plattor, ark, film, band och dylikt av cellplast (PS, 0 – 3813 ton)
- Bords och köksartiklar av plast (PS, 0 – 3183 ton)
- **Andra medier till exempel ljud- och videoband (ABS, 0 – 1833 ton)**
- **Kylskåp, frysskåp och frysboxar (0 – 1326 ton)**
- Personbilar och stationsvagnar under 3500 kg (ABS, 0 – 1206 ton)
- **TV och videoapparater med skärm (PS, 0 – 772 ton)**

Då vi valt att titta på PVC i samband med DINP och tar upp en aspekt av byggvaror under freoner, så valde vi här att titta på produktgruppen hemelektronik. Det finns exempel på halter av TPP i plast från hemelektronik på upp till 10 procent. Samma studie har hittat TPP i bland annat höljet till videoapparater (Carlsson m. fl., 2000). TPP har inte analyserats i de senaste tillsynsrapporterna från Kemikalieinspektionen, och den är ju heller inte reglerad i den Europeiska kemikalielagstiftningen.

## 8.3 Hur ser flödena av hemelektronik ut?

Flödet av hemelektronik i Sverige år 2010 kartlades av Svenska Miljöemissionsdata (Hemström m. fl., 2012). Projektet var avgränsat till ett urval av produktkategorier inom producentansvaret för elektriska och elektroniska produkter i Sverige; 1. Stora hushålls-apparater, 2. Små hushållsapparater, 3. IT- och telekommunikationsutrustning, 4. Hemutrustning (TV-, audio- och videoutrustning), 6. Elektriska och elektroniska verktyg, samt 7. Leksaker samt fritids- och sportutrustning. Avgränsningen gjordes för att framförallt beröra konsumentrelaterade delar av flödet. Importen beräknades till 356 000 ton och exporten till 210 000 ton. Den inhemska produktionen beräknades till 32 000 ton vilket ger en grov uppskattning på ett flöde av hemelektronik i Sverige på ca 178 000 ton per år. Då har upplagringen som beräknats till 40 000 ton exkluderats ur beräkningarna. Livslängden på elektrisk och elektronisk utrustning varierar mellan ungefär 3 år (till exempel mobiltelefoner) och 15 år (till exempel kylskåp), beroende på typ av produkt (Hemström m. fl., 2012). Substitution får därför genomslag efter olika lång tid beroende på produkttyp.

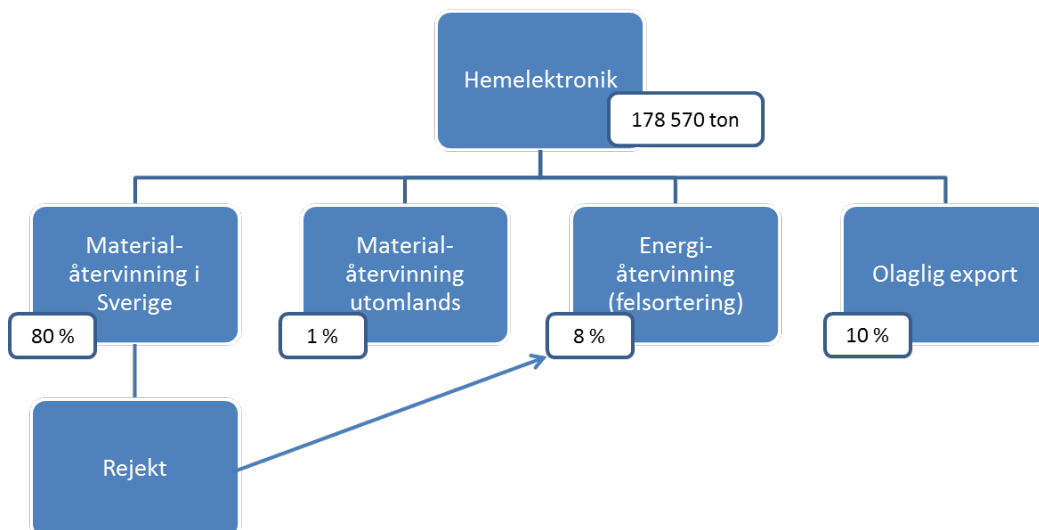
Enligt El-kretsen så samlades 140 000 ton elprodukter och batterier in 2015 (El-kretsen, 2016). En del samlas också in under Elektronikåtervinning i Sverige (27 571 ton år 2014)<sup>108</sup>. Insamling sker även under andra företag (B2B) och illegal insamling förekommer också (Moberg m. fl., 2017). Mängden felsorterat elektronikavfall som hamnar i hushållens restavfall har uppskattats till 11 000 ton per år (Moberg m. fl., 2017). Tillsammans utgör de 178 570 ton som i visas som totala mängder som årligen skickas till någon form av avfallsbehandling. Elektronik (insamlat under El-kretsen) som går till materialåtervinning (exklusive mängder som importerats till materialåtervinning) uppskattas till 121 400 ton uträknat som insamlade mängder med hänsyn till rejekt mängder vid förbehandling samt import till materialåtervinning (Moberg m. fl., 2017). Dock saknas uppgifter på

<sup>108</sup> <http://elektronikatervinning.com/myndighet/statistik/>



var avfallet materialåtervinnings och i vilka produkter de används samt hur stor restfraktionen vid materialåtervinning blir och hur restfraktionen behandlas.

Ungefär 17 000 ton elavfall energiåtervinnas som rejekt från förbehandlingsprocesserna (till exempel sortering innan materialåtervinning) (Moberg m. fl., 2017). Hemelektronik som finns i felsorterat hushållsavfall, i felsorterat importerat avfallsbränsle samt import till energiåtervinning beräknades till 26 000 – 35 000 ton per år, Figur 14 visar endast flödet av det som samlas in av El-kretsen och Elektronikåtervinning i Sverige samt det som felsorteras i restavfallet från hushållen. Procentandelarna ska endast läsas som grova uppskattningar.



Figur 14. Grov översiktlig uppskattning av flödet av hemelektronik i Sverige. 178 570 ton hemelektronik avser insamlade mängder samt andel felsorterat i hushållens restavfall.

## 8.4 Hur omhändertas hemelektronik i avfallsled?

Vi har valt att titta på elektronikplast eftersom elektriska och elektroniska produkter innehåller så många olika material, och TPP används mycket i just plast<sup>109</sup>. Andelen plast i hemelektronik varierar mellan ca 24 och 70 procent beroende på vilken typ av produkt det är (Kjellsdotter Ivert m. fl., 2015).

Den största andelen av hemelektronik samlas in för materialåtervinning, se Figur 14.

Återvinningsföretag i Sverige tar normalt hand om förbehandling, demontering och end-of-life verksamheten av elektronikavfallet. Som nämnts under kapitlet " Vad händer med SCCP i avfallsled? mekanisk materialåtervinning, vilket innebär att plasten smälts ner, för att sedan göras om till nya produkter<sup>110</sup>. Även kemisk materialåtervinning förekommer, men idag i mycket liten skala. Här finns dock framtida potential att kunna separera oönskade ämnen från polymeren (Stenmarck m. fl., 2017).

<sup>109</sup> <http://195.215.202.233/DotNetNuke/default.aspx>

<sup>110</sup> <http://plasticsrecyclers.eu/reach-plastics-recyclers>

En del elektronikplast hamnar i energiåtervinning på grund av felsortering, import och som rejekt från materialåtervinningsprocesserna, se Figur 14.

En del av det material som uppkommer vid förbehandling av elektronikavfall (vilket sker efter insamling för materialåtervinning) deponeras (Hemström m. fl., 2012). Deponering faller dock utanför avgränsningarna till detta projekt.

## 8.5 Vad händer med TPP i avfallsled?

Troligen bryts TPP inte ner helt förrän vid temperaturer på över 300° C (Shankwalkar och Cruz, 1994, Li m. fl., 2006). Då vi tittar specifikt på plast, och mekanisk materialåtervinning av plast innebär temperaturer på ungefär 200 grader så kan vi anta att TPP inte bryts ner till någon större grad vid mekanisk materialåtervinning. Vid energiåtervinning i 850 °C förväntas fullständig nedbrytning av TPP.

## 8.6 Slutsatser

Vid materialåtervinning av elektronikplast så bryts TPP troligen inte ner, utan finns fortsatt kvar i materialet, och följaktligen även i de produkter som tillverkas av den återvunna plasten. Vid energiåtervinning och destruktion i högtemperaturförbränning däremot så destrueras TPP. Enligt WEEE-direktivet så ska 45 procent av all elektronik samlas in, och 50 – 85 procent återvinnas (beroende på produkttyp). Då TPP inte är begränsat i kemikalielagstiftningen så är materialåtervinning tillåten för elektronikplast som inte innehåller andra särskilt farliga ämnen, vilka inte bör recirkuleras i kretsloppen. För sådan elektronikplast kan destruktion i högtemperaturförbränning vara en bättre lösning. Mer specifik insamling enligt materialets egenskaper skulle kunna bidra till ökade materialåtervinningsmöjligheter, där det till och med kan vara en fördel om materialet innehåller tillexempel TPP.

# 9 Zink

Zink är en metall som används till många olika applikationer, som också är en essentiell metall för kroppens funktioner. Zink används som ren metall vid tillexempel galvanisering av stål och annat korrosionsskydd, och mässingprodukter är en legering baserad på zink och koppar. Zink används också till formgjutna produkter, färger, aktivator till vulkanisering av gummidäck, andra kemikalier, torrcellsbatterier, offeranoder och fodertillsatser. Zinkjoner emitteras till miljön från dessa olika källor, och är giftigt för vattenlevande organismer.

## 9.1 Zinkoxid

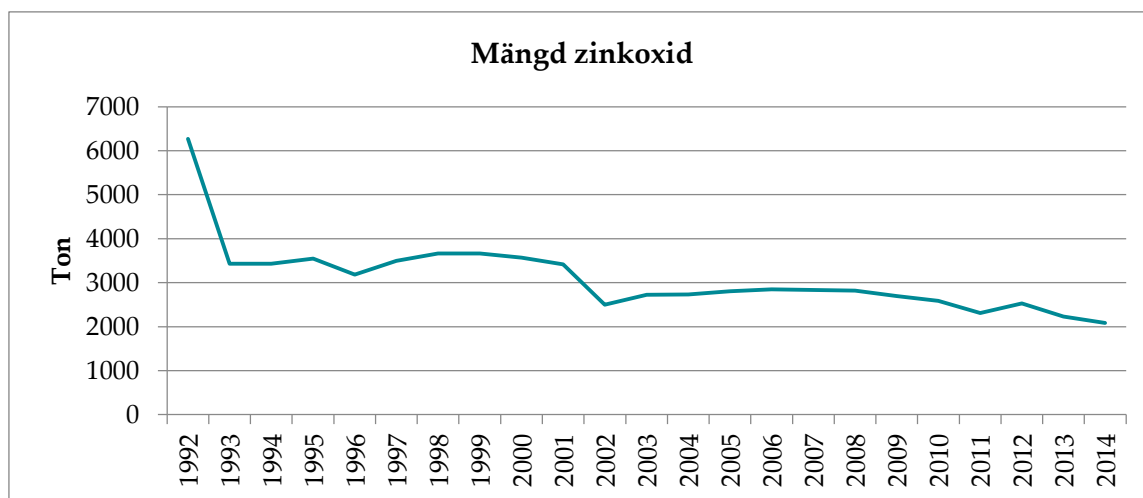
Det finns många olika ämnen inom ämnesgruppen zink. Vi har valt att studera zinkoxid då huvuddelen av zink i däck förekommer som zinkoxid (Alongi-Skenhall m. fl., 2012)<sup>111</sup>. I produktregistret i KemI-Stat förekommer zinkoxid med mängden 2 100 ton år 2014. KemI-Stat ger

---

<sup>111</sup> <http://webapps.kemi.se/kemistat/>

också uppgifter om antal produkter och zinkoxid förekommer i 2 069 styck produkter. Figur 15 och Figur 16 visar registrerad mängd och antal produkter över tid.

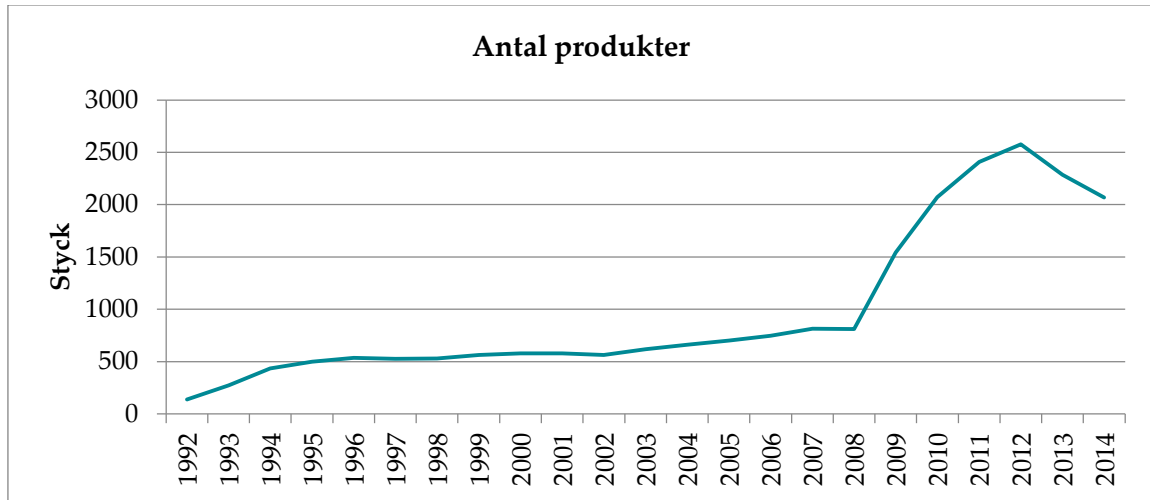
Zinkoxid används som råmaterial för tillverkning av gummiprodukter, i isoleringsmaterial för elektrisk ström, aktivator, antifoulingmedel, pigment, vulkanisering av gummi samt som råmaterial för tillverkning av glas och keramik<sup>112</sup>. Zinkoxid är ett prioriterat riskminskningsämne enligt PRIO-databasen på grund av sin miljöfarlighet och sina långtidseffekter i miljön. Enligt CLP är zinkoxid märkt med H400 (mycket giftigt för vattenlevande organismer), H410 (mycket giftigt för vattenlevande organismer med långtidseffekter), och misstänks vara reproduktionstoxisk. Zinkoxid är också upptagen på CoRap-listan och ska utvärderas under 2017<sup>113</sup>. I övrigt är kemikalien dock oreglerad.



Figur 15. Den totala mängd zinkoxid registrerad i produktregistret 1992 till 2014. (KemI-Stat, 2016).

<sup>112</sup> <http://195.215.202.233/DotNetNuke/default.aspx>

<sup>113</sup> <https://echa.europa.eu/sv/substance-information/-/substanceinfo/100.013.839>



Figur 16. Antal produkter innehållande zinkoxid 1992 till 2014. (KemI-Stat, 2016).

## 9.2 I vilka produkter finns zinkoxid?

Varuguiden för år 2007 visar att zinkoxid finns i högt tonnage i följande urval av varugrupper (naturgummi betecknas NR, butadiengummi BR, polypropen PP och polyeten PE)<sup>114</sup>.

- |   |  |
|---|--|
| • Nya gummidäck till bilar, bussar o. dyl.    | 205 – 512 ton i naturgummi (NR)<br>845 – 2112 ton i butadiengummi (BR) |
| • Personvagnar och stationsvagnar under 3,5 t | 502 – 1256 ton i BR<br>20 – 201 ton i polypropen (PP)                  |
| • Lastbilar och varubilar                     | 8 – 81 ton i PP<br>387 – 966 ton i BR                                  |
| • Nya gummidäck till traktorer                | 196 – 489 ton i NR<br>186 – 466 ton i BR                               |

Av de ovanstående varugrupporna har vi identifierat gummidäck som en stor källa till zinkoxid. I fetstil ovan markeras de poster som kan tänkas omfatta gummidäck. Som framgår är gummidäck antingen tillverkade av naturgummi eller butadiengummi. Halten zinkoxid i naturgummi respektive butadiengummi är enligt varuguiden 2,0 – 5 procent<sup>115</sup>. I Alongi-Skenhall m. fl. (2012) antogs att 1,9 viktprocent av ett däck utgörs av zinkoxid. I den studien specificeras inte om däckgranulatet är av butadiengummi (BR), naturgummi (NR) eller något annat gummislag. Även SBR (styren butadiengummi) används flitigt inom däcktillverkning och att det inte omnämns i varuguidens lista ovan kan bero på att det var länge sedan (2007) som varuguiden uppdaterades. SBR används ofta tillsammans med andra gummimaterial då olika gummityper har olika egenskaper som kan komplettera varandra. I många tillämpningar används SBR som ersättning för NR<sup>116</sup>. Det är oklart om olika halter zinkoxid gäller för olika gummimaterial.

## 9.3 Hur ser flödet av däck ut?

Det är svårt att uppskatta produktflödet av däck i Sverige utan att göra mer omfattande undersökningar. Enligt en äldre studie från SCB (2008) var nettoinflödet av däck (import – export + inhemsk produktion) ca 150 000 ton år 2005 (SCB, 2008). Däcken används i ca 4 – 5 år innan de uttjänas samlas in av Ragn-Sells på uppdrag av Svensk Däckåtervinning AB<sup>117</sup>. Varje år samlas cirka 80 000 ton uttjänade däck in (Alongi-Skenhall m. fl., 2012, Naturvårdsverket, 2016b).

Av de uttjänade däcken 2015 gick cirka 34 procent till materialåtervinning i form av allvädersplaner och lekplatser, 12 procent till materialersättning (räknas som materialåtervinning: gummigrus som ersättare till jungfruligt material för dräneringar och bärlager), 27 procent till energiåtervinning, 17 procent till cementindustrin som bränsle för byggnationer och infrastruktur i betong och 7 procent för sprängmattor, fendorar mm., se Figur 17. Stålet i däcken separeras och återvinns via smältverk och utgör 2,5 procent av inflödet av hela däck. En liten andel hela däck exporteras även (Naturvårdsverket, 2016b)<sup>118</sup>.

<sup>114</sup> <http://webapps.kemi.se/varuguiden/>

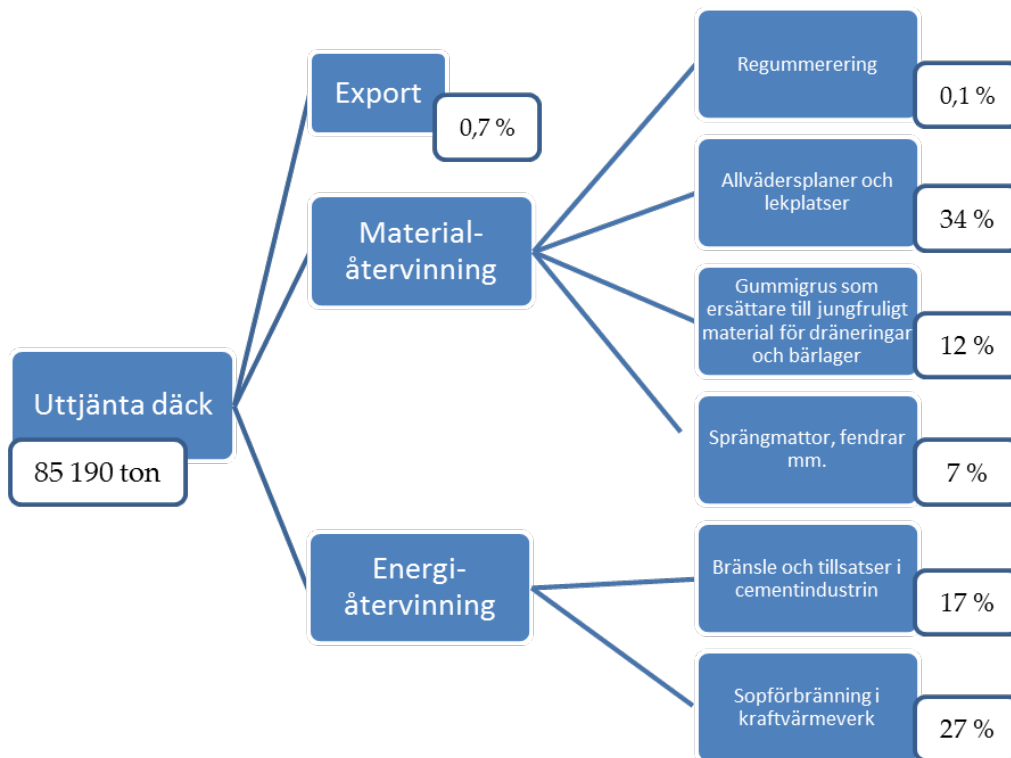
<sup>115</sup> <http://webapps.kemi.se/varuguiden/>

<sup>116</sup> <http://www.ggf.se/gummi-och-silikon/styrenogummi/>

<sup>117</sup> Personlig kommunikation med Fredrik Ardefors, Svensk Däckåtervinning AB, 2016.11.16.

<sup>118</sup> <http://www.sdab.se/fakta/undersidor-fakta/statistik-2015-fakta/>

Mängden däck som går till energiåtervinning har stadigt minskat sedan 2010 vilket beror på att den inhemska behandlingskapaciteten har ökat (SMED, 2016). År 2010 gick 31 procent till energiåtervinning i kraftvärmeverk och 28 procent till cementindustrin (SMED, 2016), alltså har andelen till energiåtervinning totalt sett sjunkit från 59 procent 2010 till 44 procent 2015.



Figur 17. Flödet av uttjänta däck i avfallsled 2015. Källor: (Naturvårdsverket, 2016b, Svensk Däckåtervinning AB, 2016). 85 190 ton avser insamlade mängder.

## 9.4 Hur omhändertas däck i avfallsled?

Däck täcks in under producentansvaret och det är Svensk Däckåtervinning AB (SDAB) som ansvarar för att organisera insamling och materialåtervinning av uttjänta däck<sup>119</sup> i Sverige. Producentansvaret innebär att konsumenterna betalar en återvinningsavgift vid köp av nya däck samtidigt som de producenter som sätter nya däck på marknaden ansvarar för att de hanteras på ett riktigt sätt. Med producent avses de som tillverkar, importerar eller säljer däck (Förordning, 1994:1236). Producenterna har också ansvar för att informera om återlämning av uttjänta däck och underlätta möjligheterna att återlämna däcken. Enligt förordningen ska uttjänta däck hanteras så att de återanvänds, materialåtervinns, energiåtervinns eller tas om hand på något annat miljömässigt godtagbart sätt. Naturvårdsverket och kommunens miljökontor är tillsynsmyndigheter. Producentansvaret för uttjänta däck startade operativt 1995<sup>120 121</sup>.

<sup>119</sup> Med däck avses däck för personbilar, lastbilar, bussar, motorcyklar, traktorer, terrängmotorfordon, motorredskap, släpfordon och efterfordon, Förordning (1994:1236).

<sup>120</sup> <http://www.sdab.se/fakta/undersidor-fakta/statistik-2015-fakta/>

<sup>121</sup> <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledninga/Avfall/Producentansvar/Dack/>

Graden av material- och energiåtervinning av däck uppgick till över 100 procent 2015 då mer däck samlades in till material- och energiåtervinning än som sattes ut på marknaden<sup>122</sup>. Eftersom inga däck deponeras uppfylls målen enligt förordning (1994:1236). Att data skiljer sig från uppgifter från SCB ovan (150 00 ton däck satt på marknaden 2005), kan bero på att SCB-statistik endast omfattar separat däck och inte däck som sitter på bilar. Däck som sitter på en uttjänt bil omfattas inte av producentansvaret.

Däck klassas inte som farligt avfall och får energiåtervinnas i konventionella avfallsförbränningsanläggningar förutsatt att anläggningen lever upp till emissionskraven. Mer om hur avfallet behandlas i avfallsled framgår i tidigare avsnitt. Det finns också aktörer som behandlar uttjänta däck via pyrolys, till exempel Enviro. Pyrolys är en termokemisk process som bryter ner organiskt material och kol, olja, stål och gas utvinns<sup>123</sup> (Enviro, 2016).

## 9.5 Vad händer med zinkoxid i avfallsled?

Eftersom materialåtervinning i form av användning på allvädersplaner och lekplatser samt energiåtervinning i avfallsförbränningsanläggningar är de två största behandlingsformerna av uttjänta däck studeras dessa närmare vad gäller vad som händer med zinkoxiden vid dessa avfallsbehandlingsformer.

### Materialåtervinning i form av användning på allvädersplaner och lekplatser

Gummigranulat som används i konstgräsplaner når omgivande mark eller sprids till dagvatten och avloppssystem. Vad gäller hälsorisker bedömer en rapport från ECHA (2017) att risken<sup>124</sup> kopplad till återvunna gummigranulat på lekplaster/allvädersplaner inte är tillräckligt hög för att avråda från dess användning på lekplatser/planer. Eftersom detta baseras på befintlig information om farlighet ger ECHA dock ett antal rekommendationer för att bemöta osäkerheten. Bland annat att endast granulat med låga PAH-halter och låga halter av andra farliga ämnen bör användas (borde regleras via REACH) och att mätning av halter på befintliga planer bör genomföras av ägare/förvaltare som exempel (ECHA, 2017). Gummigranulat från däck (styrenbutadiengummi) utgör enligt Swecos rapport (Sweco, 2016) ingen betydande hälsorisk för människor samtidigt som de nämner osäkerheter kring detta.

Sweco menar även att zink inte behöver utgöra en miljöfara men att analys av lakvatten behövs för att klargöra detta. KEMI bedömer att Swecos analys inte omfattar alla relevanta kemiska ämnen och möjliga hälsoeffekter som kan uppstå på lång sikt (Naturvårdsverket, 2016b). KEMI har även tidigare bedömt att zinkoxidbaserade båtbottnfärger inte enbart fungerar på fysikalisk väg utan att ämnet är giftigt mot påväxtorganismer (båtbottnfärger som endast fungerar på fysikalisk väg har via ett undantag i lagstiftningen kunnat användas utan godkännande för att sättas på marknaden och användas)<sup>125</sup>. ECHA (2017) studerade inte långsiktiga effekter på omgivande miljö.

Enligt Cheng m. fl. 2014 (refererad i Sweco, 2016) innehåller en normalstor konstgräsplan (med gummigranulat bestående av 1,5 procent zinkoxid) cirka ett ton zink. Moretto 2007; Lim och Walker 2009; Cheng och Reinhard 2010 (refererad i Sweco, 2016) har uppmätt zinkoxidkoncentrationer på 0,5 mg/L. Zink i höga koncentrationer har en negativ inverkan på

<sup>122</sup> <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Mark/Avfall/Resultat-producentansvaret/>

<sup>123</sup> <https://www.envirosystems.se/teknik/>

<sup>124</sup> ECHA studerade risker kopplade till hudkontakt, intagande och inandning och inte effekter på omgivande miljö.

<sup>125</sup> <http://www.kemi.se/fraga/varforvill-kemi-forbjuda-batbottenfarg-med-zinkoxid/>

akvatiska organismer vid koncentrationer på 10 – 25 µg/L vilket påvisar att lakvattnet har en ekotoxisk effekt (Cheng m. fl. 2014 refererad i Sweco, 2016). Zink påverkar tillväxt, överlevnad och reproduktionen hos de akvatiska organismerna.

Alongi-Skenhall m. fl. (2012) genomförde livscykelanalyser och jämförde däckmaterial med alternativa material för användning i en konstgräsplan. De kom fram till att 50 000 ton CO<sub>2</sub>-ekvivalenter sparas av att använda återvunna däck istället för EPDM (etenpropengummi) och 160 000 ton CO<sub>2</sub>-ekvivalenter sparas om det alternativa materialet istället hade varit TPE-granulat (termoplastisk elastomer). Studien visade också att energiåtervinning av däck i ett kraftvärmeverk ger ett koldioxidutsläpp på drygt 700 kg/ton. Vid materialåtervinning i fotbollsplaner sparas istället cirka 1200 kg/ton däck.

### Energiåtervinning av däck

Zinkoxid som kommer med avfall hamnar till största del i flygaskan. Den del som hamnar i bottenaskan eller slagget är oftare metallbitar (Fedje, 2016), som inte utgör en biotillgänglig fraktion av zink. Bottenskan klassas ofta som icke-farligt avfall och används ofta som tillexempel konstruktionsmaterial på deponier<sup>126</sup> eller som fyllnadsmaterial vid vägbyggen<sup>127</sup>. För slaggrus (flygaska) som används utanför deponier behövs tillstånd.

Flygaskan innehåller förutom zink även tungmetaller och klassas som farligt avfall. Flygaska kan läggas på deponi klassad för farligt avfall, det är inte vanligt att askan används utanför deponier. Fortum Waste Solutions tar tillexempel hand om den egna flygaska som uppkommer<sup>125</sup>. Även Renova har deponi för flygaska. En stor del hamnar även i ett kalkbrott i Langöya, Norge där askorna fyller kalkbrottet för att förhindra läckor<sup>127</sup>. Förutom energiåtervinning i avfallsförbränningsanläggningar förbränner även cementindustrier däck.

## 9.6 Slutsatser

Det är svårt att dra några slutsatser kring däck eftersom det saknas tillräcklig information kring hur miljöfarligt är zink i omgivande miljö vid materialåtervinning på allvådersplaner och lekplatser. Energiåtervinning av däck verkar inte ge några miljö- eller hälsoskadliga effekter från zinkoxid, men då miljövärden förloras vid energiåtervinning är det fördelaktigt ur resurseffektivitetssynpunkt att återvinna däckmaterial (Alongi-Skenhall m. fl., 2012).

Eftersom däck innehåller mycket svavel behövs en god rökgasrening (emissionskrav på bland annat dioxiner och furaner)<sup>125</sup>. Utan våt rökgasrening är det svårt att hålla svavelhalterna nere, i Sverige har dock de flesta anläggningarna rökgaskondensering (våt rökgasrening). Får anläggningen in mycket klorhaltigt avfall kan svavelhaltigt avfall (som gummidäck) motverka korrosion från det klorhaltiga avfallet<sup>125</sup>.

Eftersom zink hamnar i botten- och flygaska borde den kunna utvinnas. I Schweiz genomförs detta på industriell skala och i Sverige har Renova utfört försök<sup>128</sup> (Svenska EnergiAskor).

<sup>126</sup> Referensgruppsmöte 2017.02.28.

<sup>127</sup> <http://www.svenskfjarrvarme.se/Nyheter/Nyhetsarkiv/2015/Flygaska--vad-ar-det-och-hur-hanteras-det/>

<sup>128</sup> <http://www.energiaskor.se/goda%20ex-metallutvinning.html>



## Slutord

Det finns ett antal utmaningar för att närma oss giftfria och resurseffektiva kretslopp som handlar om att öka materialåtervinningen utan att det medför risker för miljön och människors hälsa på grund av spridning och exponering av farliga ämnen.

En av utmaningarna är spårbarheten av kemikalier i produkter. Det finns krav på innehållsförteckning över osten, men inte på plasten som förpackar den. Detsamma gäller för kosmetika; hudkrämens innehåll ska redogöras, men förpackningens kemikalieinnehåll behöver inte redovisara. En spårbarhet av kemikalier i produkter som blir sekundära råvaror och återvinns till nya produkter skulle kunna bidra till att rätt sak hamnar på rätt plats och att produkter som bör hanteras separat på grund av sitt kemikalieinnehåll inte blandas med annat avfall.

Producenternas ansvar är mycket stort. På grund av att kemikalielagstiftningen bara begränsar ett litet antal kemikalier med farliga egenskaper så är det upp till tillverkarna att använda bästa möjliga kemikalier i sina produkter. Om tillverkarna dessutom säkerställer att återvinning (och dessförinnan reparation) av deras produkter kan ske på ett enkelt sätt, så skulle ett giftfritt och resurseffektivt samhälle vara inom räckhåll.

Vidare kvarstår dock utmaningen med alla de produkter som finns i samhället idag, som kanske har lång livstid och som kommer till avfallsled många årtionden efter att de tillverkades. Dessa produkter var vid sin tillverkning ofta "giftfria", men kan idag vara så kallade utfasningsämnen som ska bort ur materialkretsloppen. Exempel på sådana typer av produkter och material är rivningsavfall. Här har de som beställer och utför rivningar ett mycket stort ansvar för att källsortering sker på korrekt sätt. Så att det material som ska gå till destruktion faktiskt gör det, och inte hamnar på villovägar, där kemikalieinnehållet kan skada människa och miljö. Det ligger också ett stort ansvar på tillsynsmyndigheterna att effektivt bedriva tillsyn och enkelt och tydligt informera om vilka lagar och regler som gäller.

En uppskattning av hur stora resursvärden som går om intet om alla material som innehåller utfasningsämnen skulle gå till destruktion skulle vara intressant att se. Kan det finnas en större miljönytta i att istället utnyttja dessa material i applikationer där exponering för människa och miljö inte kan ske? Kan vi behöva ställa om vårt tankesätt från giftfritt till riskfritt? Det finns fortsatt många obesvarade frågor kring giftfria och resurseffektiva kretslopp.

## 10 Referenser

- ALONGI-SKENHALL, S., HALLBERG, L. & RYDBERG, T. 2012. Livscykelanalys på återvinning av däck - Jämförelser mellan däckmaterial och alternativa material i konstgräsplaner, dräneringslager och ridbanor. Göteborg: IVL Svenska Miljöinstitutet.
- AVFALL SVERIGE Avfall Web.
- AVFALL SVERIGE 2005. Avfall blir värme och el - En rapport om avfallsförbränning. RVF-rapport.
- AVFALL SVERIGE 2016. Inlaga: Sveriges växthusgasutsläpp och koppling till import av avfall till förbränning. .
- CAMINO, G. & COSTA, L. 1980. Thermal degradation of a highly chlorinated paraffin used as a fire retardant additive for polymers. *Polymer Degradation and Stability*, 2, 23-33.
- CARLSSON, H., NILSSON, U. & ÖSTMAN, C. 2000. Video Display Units: An Emission Source of the Contact Allergenic Flame Retardant Triphenyl Phosphate in the Indoor Environment. *Environmental Science and Technology*, 43, 3885–3889.
- ECHA. 2016. *Alkanes, C10-C13, chloro* [Online]. European Chemicals Agency. Available: <https://echa.europa.eu/sv/substance-information/-/substanceinfo/100.079.496> [Accessed 2016-11-25].
- ECHA 2017. Annex XV report. An evaluation of the possible health risks of recycled rubber granules used as infill in synthetic turf sports fields.
- EL-KRETSEN 2016. Fler men lättare elprodukter samlas in för återvinning.
- ELANDER, M. & LJUNGKVIST, H. 2016. Critical aspects in design for fiber-to-fiber recycling of textiles. . *Mistra future Fashion Report 2016:1*.
- ELANDER, M., SÖRME, L., DUNSÖ, O., STARE, M. & ALLERUP, J. 2014. Konsumtion och återanvändning av textilier. *SMED Rapport Nr 149*.
- ENVIRO. 2016. *Teknik* [Online]. Available: <https://www.envirosystems.se/teknik/> [Accessed 2016.12.16].
- EUROPEAN PLASTICS RECYCLERS 2016. Reach for plastics recyclers.
- FEDJE, K. K. 2016. *RE: Personlig kommunikation*.
- FLETCHER, K. 2008. Fashion and textiles, design journeys.
- FRÅNE, A., STENMARCK, Å., GÍSLASON, S., LYNG, K.-A., LØKKE, S., CASTELL-RÜDENHAUSEN, M. Z. & WAHLSTRÖM, M. 2014. Collection and recycling of plastic waste - Improvements in existing collection and recycling systems in the Nordic countries. Copenhagen: Norden.
- FRÅNE, A., STENMARCK, Å., SÖRME, L., CARLSSON, A. & JENSEN, C. 2012. Kartläggning av plastavfallsströmmar i Sverige. Stockholm: SMED på uppdrag av Naturvårdsverket.
- FTI 2016a. En plastmolekyls livsresa - återvinning av plastförpackningar - så här fungerar det.
- FTI. 2016b. *Om Förpacknings- och tidningsinsamlingen* [Online]. Available: <http://www.ftiab.se/148.html> [Accessed 2016.12.30].
- FÖRORDNING 1994:1236. Förordning (1994:1236) om producentansvar för däck.
- GLÜGE, J., WANG, Z., BOGDAL, C., SCHERINGER, M. & HUNGERBÜHLER, K. 2016. Global production, use, and emission volumes of short-chain chlorinated paraffins – A minimum scenario. *Science of The Total Environment*, 573, 1132-1146.
- HANSSON, K., COUSINS, A. P., NORSTRÖM, K., GRAAE, L. & STENMARCK, Å. 2016. Sammanställning av befintlig kunskap om föroreningskällor till PFAS-ämnen i svensk miljö. IVL Svenska Miljöinstitutet på uppdrag av Naturvårdsverket.
- HEMSTRÖM, K., STENMARCK, Å., SÖRME, L. & CARLSSON, A. 2012. Kartläggning av flöden och upplagrade mängder av elektriska och elektroniska produkter i Sverige 2010. . *SMED Rapport Nr 105 2012*.
- KEMI-STAT 2016. Produktregistret, kemiskt ämne. Kemikalieinspektionen.
- KEMI. 2011a. *CFC, HCFC och HFC (freoner)* [Online]. Kemikalieinspektionen. Available: <http://www3.kemi.se/sv/Innehall/Statistik/Kortstatistik/Kortstatistik-over-amnen-och-amnesgrupper/CFC-HCFC-och-HFC-freoner/> [Accessed 2016-11-23 2016].
- KEMI. 2011b. *CFC, HCFC och HFC (freoner)* [Online]. Naturvårdsverket. Available: <http://www3.kemi.se/sv/Innehall/Statistik/Kortstatistik/Kortstatistik-over-amnen-och-amnesgrupper/CFC-HCFC-och-HFC-freoner/> [Accessed 2017.01.30].
- KEMI 2014a. Förslag till utfasning av fortplantningsstörande och hormonstörande ftalater i Sverige. Rapport från ett regeringsuppdrag. Stockholm: Kemikalieinspektionen.

- KEMI 2014b. Kartläggning av ftalater i varor i Sverige. Stockholm: Kemikalieinspektionen.
- KEMI 2015. Förekomst och användning av högfluorerade ämnen och alternativ. Rapport från ett regeringsuppdrag. . Kemikalieinspektionen.
- KEMI 2016a. Fakta - KemikaliekraV i POPs-förordningen. Stockholm: Kemikalieinspektionen.
- KEMI 2016b. Tillsyn av elektriska lågprisprodukter. Kemikalieinspektionen. Rapport 11/16.
- KEMI 2016c. Tillsyn av plastvaror 2015. Stockholm: Kemikalieinspektionen.
- KENNE, K. & AHLBORG, U. G. 1996. *Environmental health criteria 181 - Chlorinated paraffins* [Online]. INCHEM. Available: <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc181.htm> [Accessed 2017.01.09].
- KJELSDOTTER IVERT, L., L. RAADAL, H., FRÅNE, A. & LJUNGKVIST, H. 2015. The role of the WEEE collection and recycling system setup on environmental, economic and socio-economic performance. *IVL report B 2243*.
- LASSEN, C., KJØLHOLT, J., HAGEN MIKKELSEN, S., WARMING, M., ASTRUP JENSEN, A., BOSSI, R. & BONDGAARD NIELSEN, I. 2015. Polyfluoroalkyl substances (PFASs) in textiles for children. . The Danish Environmental Protection Agency.
- LEXÉN, J., LOH LINDHOLM, C., YOUHANAN, L. & STENMARCK, Å. 2016. Rekommendationer för utsortering av textilier med farliga ämnen ur kretsloppet. *SMED Rapport Nr 175*.
- LI, H., CAI, C., CHEN, Y. & DEMIN, J. 2006. Thermal and thermo-oxidative degradation of flame retardant high impact polystyrene with triphenyl phosphite and novolac epoxy resin. *Journal of Wuhan University of Technology Materials Science* 22, 486-489.
- MILJØ- OG ENERGI-MINISTERIET MILJØSTYRELSEN 1995. Miljøprioritering af industriprodukter.
- MILJÖFÖRVALTNINGEN 2007. Isolering med CFC och HCFC. Miljöförvaltningen.
- MOBERG, Å., SAHLIN, J., DVALI, K., JÖNBRINK, A.-K., WILSON, K., YOUHANAN, L. & SÖRME, L. 2017. Rekommendationer till RE:source programledning, företag och policymakare - resultat från projekt Polcirkeln. To be published on <http://resource-sip.se>.
- NATURVÅRDSVERKET. 2015a. *Isolermaterial kan vara farligt avfall* [Online]. Stockholm: Naturvårdsverket. Available: <https://www.naturvardsverket.se/Nyheter-och-pressmeddelanden/Pressarkiv/Nyheter-och-pressmeddelanden-2015/Isolermaterial-kan-vara-farligt-avfall/> [Accessed 2017.01.20].
- NATURVÅRDSVERKET 2015b. Textilåtervinning - Tekniska möjligheter och utmaningar. Rapport 6685.
- NATURVÅRDSVERKET 2015c. Översyn av svensk lagstiftning med anledning av Europaparlamentets och rådets förordning (EU) nr 517/2014 av den 16 april 2014 om fluorerade växthusgaser och upphävande av förordning (EG) 842/2006.
- NATURVÅRDSVERKET 2016a. Avfall i Sverige 2014. Rapport 6727.
- NATURVÅRDSVERKET 2016b. Avfall och särskilt farliga ämnen - Kartläggning och analys av avfallsströmmar som bör hanteras på särskilt sätt. Stockholm.
- Byggisolering med CFC - en tickande bomb - se filmen!*, 2016c. Film online. Directed by NATURVÅRDSVERKET.
- PLASTICSEUROPE 2016. Plastics - the Facts 2016. An analysis of European plastics production, demand and data.
- SAIDO, K., TAGUCHI, H. & YADA, S. 2003. Thermal Decomposition Products of Phthalates with Poly(vinyl chloride) and Their Mutagenicity. *Macromolecular Research*, 11, 178-182.
- SCB 2008. Konsumentprodukter och produkter speciellt avsedda för barn - Komplexitet och nettoinflöde i Sverige 2005 (ton).
- SHANKWALKAR, S. G. & CRUZT, C. 1994. Thermal Degradation and Weight Loss Characteristics of Commercial Phosphate Esters. *Industrial & Engineering Chemistry Research* 33.
- SMED 2016. Avfall i Sverige 2014. SMED på uppdrag av Naturvårdsverket.
- SOSA, J. M. 1975. Thermal Stability of Chlorinated Paraffins. *Journal of Polymer Science*, 13, 2397-2405.
- STENMARCK, Å., BELLEZA, E., FRÅNE, A., BUSCH, N., LARSEN, Å. & WAHLSTRÖM, M. 2017. Hazardous substances in plastics - ways to increase recycling. Copenhagen: Nordiska Ministerrådet. TemaNord 2017:505.
- STERNBECK, J., ERIKSSON, A.-M., EKBERG ÖSTERDAHL, Å. & ÖSTERÅS, A.-H. 2016. Särskilt farliga ämnen, avfall och materialåtervinning.
- SWECO 2016. Däckmaterial i konstgräsplaner.
- SVENSK DÄCKÅTERVINNING AB. 2016. *85 190 ton nytta!* [Online]. Available: <http://www.sdab.se/fakta/undersidor-fakta/statistik-2015-fakta/> [Accessed 2016-11-02 2016].
- SWEREC. 2011. *Kommunplast - blandad hårdplast från din ÅVC* [Online]. Bredaryd: Swerec. Available: <http://www.swerec.se/sv/kommunplast/> [Accessed 2016.12.30].
- SVERIGES BYGGINDUSTRIER 2015a. Resurs- och avfallsriktlinjer vid byggande och rivning. Kretsloppsrådets riktlinjer uppdaterade 2015.
- SVERIGES BYGGINDUSTRIER 2015b. Resurs- och avfallsriktlinjer vid byggande och rivning. Lista över farligt avfall - FA-lista. Bilaga 1. .

- UK MARINE SACS PROJECT. *Chlorinated paraffins* [Online]. Available: [http://www.ukmarinesac.org.uk/activities/water-quality/wq8\\_35.htm](http://www.ukmarinesac.org.uk/activities/water-quality/wq8_35.htm) [Accessed 2017.01.09].
- VAN CANEGHEM, J., BLOCK, C., VAN BRECHT, A., WAUTERS, G. & VANDECASTEELE, C. 2010. Mass balance for POPs in hazardous and municipal solid waste incinerators. *Chemosphere*, 78, 701-708.
- WATANABE, N., TAKEMINE, S., YAMAMOTO, K., HAGA, Y. & TAKATA, M. 2016. Residual organic fluorinated compounds from thermal treatment of PFOA, PFHxA and PFOS adsorbed onto granular activated carbon (GAC). *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 18, 625–630.
- WESTERDAHL, J. & ANDERSSON, H. 2011. Emissioner och kvarvarande mängder CFC i Sverige. Göteborg: IVL Svenska Miljöinstitutet.
- WESTERDAHL, J., HANSSON, K., PALM COUSINS, A., ANDERSSON, H. & BRORSTRÖM-LUNDÉN, E. 2012. Emission inventories of different source categories for selected organic substances. In: IVL, S. E. R. I. (ed.) *Chemitecs publication series*.
- WRAP 2011.
- WSP 2013. Utvärdering av återvinning av CFC i byggisoleringsmaterial. Stockholm: WSP på uppdrag av Naturvårdsverket.
- ÖRTSADIUS, K. & DELIN, M. 2017. Forskare: Allvarligt för förtroendet. *Dagens Nyheter*, 02.07.
- ÖSTLUND, Å., WEDIN, H., BOLIN, L., BERLIN, J., JÖNSSON, C., POSNER, S., SMUK, L., ERIKSSON, M. & SANDIN, G. 2015. Textilåtervinning. Tekniska Möjligheter och utmaningar.

