EUROPEISKA GEMENSKAPERNAS KOMMISSION

Bryssel den 26.7.2000
KOM(2000) 469 slutlig

GRÖNBOK

Miljöfrågor kring PVC

(framlagt av kommissionen)

INNEHÅLL

1. Inledning 3

2. PVC-industrin och dess produkter 3

2.1. Materialet PVC och dess användning 3

2.2. Tillverkningsprocesser för PVC och PVC-föreningar 4

2.3. PVC-branschens struktur samt beskrivning av branschen 6

3. Användning av tillsatser i PVC 7

3.1. Omfattning och typer av tillsatser 7

3.2. Stabilisatorer 7

3.3. Mjukningsmedel 13

4. Hantering av PVC-avfall 14

4.1. Nuvarande situation och framtida utveckling 15

4.2. Mekanisk återvinning 16

4.3. Kemisk återvinning 22

4.4. Andra återvinnings- och återanvändningsmetoder inbegripet samförbränning 24

4.5. Förbränning 25

4.6. Deponering 30

5. Andra horisontella aspekter på PVC 32

6. Slutsats 33

GRÖNBOK

Miljöfrågor kring PVC

1. INLEDNING

Kommissionen har åtagit sig att bedöma PVC:s påverkan på miljön, inbegripet följdeffekterna på mänsklig hälsa, med ett samordnat angreppssätt. I Förslag till rådets direktiv om uttjänta fordon[1] framhålls att *"Kommissionen kommer att beakta informationen rörande de miljömässiga aspekterna på förekomsten av PVC i avfallsflöden och på grundval av detta underlag se över sin politik beträffande förekomsten av PVC i avfallsflöden och kommer att framlägga förslag för att bemöta problem som kan uppstå i detta avseende.*" I rådets gemensamma ståndpunkt om förslaget[2] anges vidare att *"kommissionen för närvarande studerar miljöpåverkan av PVC. Kommissionen kommer att på grundval av detta arbete framlägga lämpliga förslag avseende användningen av PVC, inbegripet vad gäller fordon*".

PVC har stått i centrum för en kontroversiell debatt under en stor del av de senaste årtiondena. Ett antal skiljaktiga vetenskapliga, tekniska och ekonomiska åsikter har uttryckts angående PVC och dess effekter på människors hälsa och på miljön. Vissa medlemsstater har rekommenderat eller vidtagit åtgärder som rör bestämda aspekter av PVC:s livscykel. Dessa åtgärder är inte identiska, och vissa av dem kan ha följder för den inre marknaden. Ett samordnat angreppssätt är därför nödvändigt för att utvärdera PVC:s hela livscykel för att garantera en hög kvalitet på skyddet för människors hälsa och miljön samt för att den internationella marknaden ska fungera rätt.

Det här dokumentet har två syften: för det första att på ett vetenskapligt sätt presentera och bedöma de olika miljöfrågor, inbegripet aspekter på människors hälsa, som uppkommer under PVC:s livscykel, och för det andra att med tanke på en hållbar utveckling ta upp ett antal alternativ för att minska sådana effekter som behöver åtgärdas. Detta bör kunna tjäna som en grund för diskussion med intressenter i avsikt att få fram praktiska lösningar på hälso- och miljöproblem som orsakas av PVC.

2. PVC-INDUSTRIN OCH DESS PRODUKTER

2.1. Materialet PVC och dess användning

Polyvinylklorid (PVC) är ett syntetiskt polymermaterial (plast), som är uppbyggt genom upprepad addition av monomeren vinylklorid (VCM) med formeln CH_2-CHCl. PVC har alltså samma struktur som polyeten, men innehåller dessutom kloratomer. Kloren i PVC utgör 57 % av den rena polymerhartsens vikt. 35 % av all klor från kloralkalielektrolys hamnar till slut i PVC, som alltså utgör den största enskilda användningen.

---

[1] KOM (97) 358 slutlig.

[2] EG 39/1999.

Ren PVC är ett styvt material, som är mekaniskt starkt, tämligen motståndskraftigt mot väder, vatten och kemikalier, elektriskt isolerande, men ganska instabilt mot värme och ljus. Värme och ultraviolett ljus gör att materialet förlorar klor i form av klorväte (saltsyragas, HCl). Detta kan undvikas genom tillsättning av stabilisatorer. Stabilisatorer är ofta metallsalter av bly, barium, kalcium eller kadmium, eller organiska tennföreningar[3].

PVC:s mekaniska egenskaper kan förändras genom tillsättning av föreningar med låg molekylvikt som blandas med polymermatrisen. Tillsättningen av dessa så kallade mjukningsmedel i olika mängder ger material med avsevärt skilda egenskaper, vilket har lett till att PVC används i ett synnerligen stort antal sammanhang. Huvudtyperna av mjukningsmedel är estrar av organiska syror, huvudsakligen ftalater och adipater[4].

Den huvudsakliga skillnaden mellan användningsområdena är mellan ”styv PVC” (som står för ungefär två tredjedelar av den totala användningen) och ”mjukgjord PVC” (ungefär en tredjedel).

I följande tabell visas de huvudsakliga användningsområdena för PVC i Europa och procentuell total användning. Det stora antalet tillämpningar kännetecknas av ett brett spann av livstider, från flera månader till över 50 år för vissa byggnadsmaterial. PVC används i Europa huvudsakligen inom byggsektorn, som står för 57 % av all användning och där produkterna även har de längsta genomsnittliga livstiderna.

Tabell 1: Viktigaste användningsområden för PVC i Europa (1999)[5]

Användning	**Procent**	**Genomsnittlig livstid (år)**
Byggsektorn	57	10 till 50
Förpackningar	9	1
Möbler	1	17
Andra hushållsprodukter	18	11
Elektrisk o. elektronisk industri	7	21
Bilbranschen	7	12
Övrigt	1	2-10

2.2. Tillverkningsprocesser för PVC och PVC-föreningar

Massproduktion och -användning av PVC satte fart på 1950- och 1960-talen, men den första industriella tillverkningen började på 1930-talet.

Världsproduktionen av PVC är i dag mer än 20 miljoner ton per år – att jämföra med 3 miljoner ton 1965 – vilket motsvarar ungefär en femtedel av den totala plasttillverkningen. PVC är alltså ett av de största syntetiska materialen. Tillverkningen finns främst i USA, Västeuropa och Asien. Tillverkningen i Västeuropa var 1998 5,5 miljoner ton (ungefär 26 % av världsproduktionen). Den genomsnittliga tillväxten av PVC-tillverkningen har under senare år varit mellan 2 och 10 %, med skillnader mellan regioner (högre i Asien, lägre i Europa) och användningsområden (högre för styva, lägre för mjukgjorda). Priserna för

3 Fler detaljer och kvantiteter diskuteras i avsnitt 3.

4 Fler detaljer och kvantiteter diskuteras i avsnitt 3.

5 Prognos, Mechanical recycling of PVC wastes, Studie för GD XI, januari 2000.

nytillverkad PVC är extremt variabla på grund av variationer i tillgång och efterfrågan samt råmaterialpriser.

Vid tillverkning av PVC används två huvudsakliga processer: suspensionspolymerisering av VCM (80 %) och emulsionspolymerisering (10 %).

Tillverkningen av VCM ur eten och klor respektive eten och klorväte utförs i stor utsträckning i slutna industriprocesser. Utsläpp av klor, eten, dikloretan, HCl, VCM och klorerade biprodukter som dioxiner i arbetsmiljön eller utomhusmiljön (luft och vatten) kan förekomma. Åtskilliga av dessa ämnen är väl kända som toxiska,[6] och det krävs därför stränga åtgärder för begränsning av utsläpp. Åtskilliga gemenskapsdirektiv gäller tillverkningsprocesser för PVC och VCM[7].

Som inom andra sektorer av den kemiska industrin har man gjort kontinuerliga förbättringar av tillverkningsprocesserna under åren. Bästa tillgängliga metoder för tillverkning av VCM och suspensions-PVC har fastställts, vilket har lett till införandet av ett antal relevanta utsläppsregler i beslut inom OSPAR (Oslo–Pariskonventionen till skydd för Nordostatlantens marina miljö)[8]. Ett frivilligt åtagande undertecknades redan 1995 av de europeiska PVC-tillverkarnas förening (ECVM). I denna branschdeklaration om tillverkning av VCM och PVC (suspensions-PVC) fastslogs strikta utsläppsgränser för ett antal kemikalier, som skulle iakttas från 1998. Efterlevnaden kontrollerades av en oberoende revision, som intygade att samtliga normer var uppfyllda till totalt 88 %. ECVM har uttryckt sin avsikt att uppnå full efterlevnad så snart som möjligt. Förutom deklarationen om tillverkning av VCM och suspensions-PVC undertecknade ECVM 1998 en deklaration om tillverkning av emulsions-PVC med strikta utsläppsgränser för VCM till luft och vatten samt VCM-halt i den slutliga polymeren. De företag som visserligen redan uppfyller nationella och lokala bestämmelser eller krav, men ännu inte uppfyller de strängare villkoren i det frivilliga avtalet, har åtagit sig att uppfylla dem före 2003. En oberoende extern verifiering är planlagd till början av 2004.

Rå-PVC vidarebehandlas i flera steg till färdig produkt. Tillsättningen av de nödvändiga tillsatsämnena kallas PVC-kompoundering. PVC är en termoplast, vilket innebär att den ”smälter” vid upphettning och då kan formas på många sätt i olika processer. Efter nedkylning återfår materialet sina ursprungliga egenskaper. Ett stort antal olika metoder som utnyttjar detta används vid formningen av PVC, främst strängsprutning, kalandrering, formsprutning, blåsning, rotationsgjutning, varmformning och filmblåsning.

---

6 Enligt direktiv 67/548/EEG klassas VCM som cancerframkallande kategori 1, EDC som cancerframkallande kategori 2, HCl som frätande och irriterande för luftvägarna.

7 Rådets direktiv 78/610/EEG av den 29 juni 1978 (EGT L 197 av den 22.7.1978, s. 12) skydd av arbetstagares hälsa vid exponering för vinylkloridmonomer.
Bestämmelserna i direktiv 96/61/EG om samordnade åtgärder för att förebygga och begränsa föroreningar, direktiven 76/464/EEG och 86/280/EEG om utsläpp av vissa farliga ämnen och direktiv 84/360/EEG om bekämpning av luftförorening från industrianläggningar gäller PVC- och VCM-tillverkningsprocesser. Direktiv 91/61/EG anger tillämpning av bästa tillgängliga metoder (BAT) som generell regel för utsläppsgränser. Information om BAT för stora volymer organiska kemikalier kommer att publiceras av kommissionen under 2001/2002, som en del av det BAT-informationsutbyte som organiseras enligt artikel 16 .2 i direktiv 96/61/EG. Det är möjligt att nya utsläppsgränser då kommer att antas i överensstämmelse med direktivets artikel 18.

8 Besluten 98/4 och 98/5 träder i kraft den 9 februari 1999 för nya fabriker och den 1 januari 2006 för befintliga fabriker. Kommissionen föreslår i sitt förslag till rådsbeslut [KOM(1999) 190 slutlig] att dessa beslut godkänns på gemenskapens vägnar.

Under kompoundering och vidare bearbetning kan det förekomma utsläpp av ett antal farliga ämnen och därmed exponering för personalen. Kompoundering av PVC-pulver och tillsatser (i pulverform eller flytande) utförs vanligen i sluten utrustning. Personal kan exponeras vid doseringen av tillsatserna i blandaren. Detta kan elimineras eller reduceras till ett minimum i enlighet med rådets direktiv 98/24/EG[9] om skydd för arbetstagares hälsa och säkerhet mot risker som har samband med kemiska agenser i arbetet.

Vid överhettning under bearbetning av PVC genom uppvärmning, formning och avkylning finns det risk för utsläpp av ett antal nedbrytningsprodukter, av vilka HCl är den viktigaste. De uppkomna mängderna är emellertid små och innebär en liten möjlig risk för miljön. De mängder VCM-restmonomer som frigörs under bearbetningen anses vara mycket små[10]. Utsläppen av stabilisatorer och mjukningsmedel är också små om lämpliga åtgärder vidtas. Generellt måste arbetarskyddsåtgärder vidtas för att uppfylla kraven i gällande arbetarskydds- och miljöskyddslagar[11].

2.3. PVC-branschens struktur samt beskrivning av branschen

Färsk statistik som tagits fram av PVC-branschen uppskattar att den totala PVC-producerande och PVC-behandlande industrin i Västeuropa omfattar fler än 21 000 företag med fler än 530 000 anställda och en omsättning på över 72 miljarder euro. Branschen kan grovt indelas i fyra grupper: tillverkare av PVC-polymer, tillverkare av stabilisatorer, tillverkare av mjukningsmedel och bearbetare av PVC.

PVC-polymer tillverkas av ett relativt litet antal företag, de flesta i Europa, USA och Japan. Dessutom växer tillverkningskapaciteten i utvecklingsländerna. Årskonsumtionen i Västeuropa är något större än tillverkningen, och sedan början på 1990-talet har importen varit större än exporten, vilket lett till en liten nettoimport av ungefär 230 000 ton 1998 (när den inhemska produktionen var ungefär 5,5 miljon ton)[12]. Åtskilliga tillverkare ingår i klor- och petrokemisk industri och tillverkar också eten, klor och VCM-monomer. År 1999 fanns det 10 företag som tillverkade VCM och PVC, med 52 fabriker på 40 platser i 10 medlemsstater och Norge. De har ungefär 10 000 anställda.

Elva europeiska företag (22 fabriker) tillverkar mer än 98 % av de stabilisatorer som säljs i Europa. De sysselsätter ungefär 5 000 personer för en tillverkning av 160 000 ton stabilisatorprodukter och en omsättning på ungefär 380 miljoner euro.

1999 fanns det i Europa ungefär 20 företag som tillverkade ungefär 1 miljon ton mjukningsmedel. De tre största svarade för ungefär 40 % av den totala kapaciteten[13]. Antalet minskar: Mindre företag slutar med produkten eller köps upp av de stora företagen. Man uppskattar att ungefär 6 500 personer är sysselsatta i branschen. Från 1990 till 1995 ökade årsproduktionen med 1,5 %. Västeuropa är en nettoexportör av mjukningsmedel.

---

9 EGT L 131 av den 5 maj 1998, s. 11.

10 Danska Miljøstyrelsen, Miljøprojekt nr. 313, Environmental Aspects of PVC, 1995.

11 Danska Miljøstyrelsen, o.a.a.

12 Källa: ECVM, baserat på data från EUROSTAT.

13 Information från European Council for Plasticisers and Intermediates.

Bearbetningen av PVC till färdiga produkter, vilket kräver två–tre olika tillverkningssteg, utförs huvudsakligen i över 21 000 små och medelstora företag. Nittio procent av dessa har färre än 100 anställda, 5 % har mellan 100 och 500 anställda och 5 % har fler än 500 anställda. I tabell 2 sammanfattas informationen om antalet företag, tillverkning och sysselsättning i hela PVC-industrikedjan.

Tabell 2: PVC-industrin: företag, tillverkning, sysselsättning[14]

Produkter	Företag	Tillverkning (ton)	Sysselsättning
All PVC	21 199	7 900 000	530 000
Mjukgjorda produkter	10 321	3 700 000	260 000
Styva produkter	10 878	4 200 000	270 000

3. ANVÄNDNING AV TILLSATSER I PVC

3.1. Omfattning och typer av tillsatser

För att få fram de egenskaper som krävs av de färdiga produkterna blandar man PVC-polymeren med ett antal tillsatsämnen. Beroende på den avsedda användningen kan sammansättningen av färdig PVC (alltså plast + tillsatser) variera avsevärt på grund av de olika mängderna av tillsatser som fyllmedel, stabilisatorer, smörjmedel, mjukningsmedel, färgpigment eller flamskyddsmedel. Ett mycket stort antal olika sammansättningar används vid tillverkning av produkter. Användningen av mjukningsmedel (huvudsakligen ftalater) och stabilisatorer i tämligen stora mängder är specifik för PVC-tillverkning jämfört med andra plasttyper. Alla andra tillsatstyper används i varierande utsträckning även till andra plaster.

De viktigaste tillsatstyperna som behöver bedömas vetenskapligt vad gäller farliga egenskaper och riskerna för människors hälsa och miljön är stabilisatorer, särskilt de som innehåller tungmetaller som bly och kadmium, samt mjukningsmedel, särskilt ftalaterna.

3.2. Stabilisatorer

Stabilisatorer tillsätts till PVC-polymeren för att förhindra att den bryts ned av värme och ljus. Olika typer av stabilisatorer används, och deras halter i slutprodukten varierar beroende på kraven på den avsedda användningen.

Blystabilisatorer är för närvarande de som används mest, särskilt blysulfat och blyfosfit. Ungefär 112 000 ton[15] blystabilisatorer användes i Europa under 1998, med en blyhalt på ungefär 51 000 ton, vilket svarar mot 70 %[16] av den totala konsumtionen av stabilisatorer. Av en total blyförbrukning på ungefär 1,6 miljoner

---

14 Information från European Plastic Converters (EuPC).

15 Donnelly, J.P. (1999): Risk Assessment of PVC Stabilisers during Production and the Product Life Cycle. Proceedings of OSPARCOM workshop.

16 European Industry Position Paper on PVC and Stabilisers. ECVM. Dokument framtaget av ECVM i samverkan med ELSA och ORTEP, 1997.

ton i Europa 1995[17] svarade blystabilisatorer alltså för ungefär 3 % av den totala förbrukningen. Blystabilisatorer används huvudsakligen i rör, profiler och kablar.

Kadmiumstabilisatorer används fortfarande av vissa tillverkare som stabilisatorer i fönsterkarmar av PVC, där detta fortfarande är tillåtet enligt gemenskapslagstiftningen. I Europa har användningen av kadmium minskat kraftigt från ungefär 600 ton per år 1992[18] till 100 ton per år 1997 och 50 ton per år 1998.

Ungefär 14 500 ton fasta metallstabilisatorblandningar och 16 400 ton flytande stabilisatorer användes i Europa 1998[19,20]. Bland dessa är kalcium–zink- och barium–zinksystem de som oftast används.

Organiska tennföreningar utgör, med en konsumtion på 15 000 ton[21], ungefär 9,3 % av den europeiska förbrukningen av stabilisatorer. Olika typer av organiska tennföreningar, särskilt blandningar av mono- och ditennföreningar, används som stabilisatorer, till största delen i styv förpackningsfilm, flaskor, taktäckningsmaterial och styva byggnadsplattor.

Enligt rådets direktiv 67/548/EEG om klassificering och märkning av farliga ämnen i dess ändrade lydelse[22] klassificeras de flesta blyföreningar, inbegripet dem som används i PVC, som reproduktionstoxiska, hälsoskadliga, miljöfarliga (ekotoxiska) och med risk för kumulativa effekter. Bly är beständigt och vissa blyföreningar ansamlas i vissa organismer.

De flesta kadmiumföreningar är enligt rådets direktiv 67/548/EEG klassificerade som hälsoskadliga och miljöfarliga (ekotoxiska). Andra kadmiumföreningar är klassificerade som hälsoskadliga, giftiga eller mycket giftiga. Vissa föreningar är även klassificerade som cancerframkallande (kategori 2). Kadmium är beständigt och vissa kadmiumföreningar ansamlas i vissa organismer.

Data om dem som används som stabilisatorer i PVC visar att dioktyltenn är toxiskt för immunsystemet. Sådana immuntoxiska effekter har inte observerats för de andra organiska tennföreningar som används som PVC-stabilisatorer (dimetyltenn, dodecyltenn, monobutyltenn). Dioktyltennföreningar utgör en möjlig miljörisk för den lokala vattenmiljön.

Man måste skilja mellan faror och risker i anknytning till kemiska ämnen. För närvarande har ingen heltäckande riskbedömning färdigställts avseende användningen av kadmium- och blyföreningar som stabilisatorer i PVC-produkter. Rådets förordning 793/93 av den 23 mars 1993 om bedömning och kontroll av risker med existerande ämnen[23], genomförs en riskbedömning av kadmium och kadmiumoxid. För bly har Vetenskapliga kommittén för toxicitet, ekotoxicitet och

---

17 Eurometaux, Årsredovisning 1999.

18 OSPARCOM:s workshop om kadmium 1997.

19 Uppgifter från European Stabilisers Producers Association (ESPA).

20 Donnelly, J.P. (1999): Risk Assessment of PVC Stabilisers during Production and the Product Life Cycle. Proceedings of OSPARCOM workshop.

21 Donnelly, J.P. (1999), o.a.a.

22 EGT nr L 196, 16.8.1967, s. 1. Blyföreningar har klassificerats i enlighet med kommissionens direktiv 98/98/EG av den 15 december 1998 (anpassning till tekniska framsteg för tjugofemte gången), EGT L 355, 30.12.1998, s. 1.

23 EGT L 84, 15.4.1993, s. 1.

miljö (CSTEE) nyligen framlagt ett yttrande om ett utkast till förbud mot användningen av bly i produkter i Danmark[24]. CSTEE arbetar för närvarande med frågan om generella risker i samband med användning av bly, och ett uttalande grundat bland annat på en studie som skall beställas av kommissionens kansli bör kunna antas i mitten av 2001 om blys risker för miljö och mänsklig hälsa.

I likhet med de flesta tungmetaller går kadmium och bly ut i miljön från många andra källor än från PVC-produkter. Dessa andra källor, såsom industriella aktiviteter, bensin, konstgödsel och avloppsslam, bidrar avsevärt mer till spridningen av dessa tungmetaller i miljön. Dessutom används båda tungmetallerna i många produkter. De kvantitativt största användningsområdena för bly och kadmium är batterier och ackumulatorer. Vid sidan av användningen i batterier är PVC-stabilisatorer ett av de största användningsområdena för bly.

De intressantaste punkterna för diskussionen av möjliga risker från bly- och kadmiumstabilisatorer i PVC är följande:

- Bly- och kadmiumstabilisatorer i PVC kommer med största sannolikhet att finnas kvar bundet i PVC under användningsfasen och kommer därigenom inte att bidra i betydande utsträckning till exponeringen. En möjlig förorening av miljön genom användning av bly- eller kadmiumstabilisatorer i PVC kan förekomma under tillverknings- och avfallsfaserna.

- Under tillverknings- och avfallsbehandlingsfaserna måste ett antal specifika skyddande och förebyggande åtgärder vidtas för att eliminera eller till ett minimum minska arbetagares exponering, i enlighet med EU:s lagstiftning om arbetarskydd.

- Inga exakta data finns tillgängliga om hur mycket blystabilisatorer i PVC bidrar till den totala blybelastningen i kommunalt fast avfall som förbränns eller deponeras. Olika beräkningar har gett kraftigt varierande resultat: 1 %, 3 %, 6 %, 10 %[25] och 28 %[26]. För kadmium har man uppskattat att ungefär 10 % av kadmiet i avfallsförbränningsanläggningar eller deponier kommer från PVC[27].

- Få experimentella undersökningar har utförts om hur PVC-avfall som innehåller bly och kadmium reagerar i deponier. Man kan förvänta sig att bly- och kadmiumföreningar stannar kvar, inkapslade i styvt PVC-avfall. För bly i mjukgjord PVC är situationen mindre säker. Speciellt i en studie[28] har man visat en tioprocentig utlösning av blystabilisatorer ur en typ av ***mjukgjord*** PVC-kabel som innehöll en blandning av olika mjukningsmedel. Man har inte undersökt hur mycket PVC bidrar till det bly man finner i lakvatten från deponier.

- Under förbränning av PVC och annat avfall kommer praktiskt taget allt bly och kadmium att hamna i ugnarnas botten och i flygaska. På grund av den kraftiga

---

24 CSTEE:s yttrande om bly – anmälan 98/595/DK. Åsikt framförd vid CSTEE:s 15:e plenarmöte. Bryssel den 5 maj 2000.

25 Bertin Technologies, The influence of PVC on quantity and hazardousness of flue gas residues from incineration, studie för GD XI, april 2000.

26 The Behaviour of PVC in Landfill, Studie för GD Miljö, februari 2000.

27 Bertin Technologies, o.a.a.

28 Mersiowski et al. 1999, Long-Term Behaviour of PVC Products under Soil – Buried and in landfills, ECVM, tekniska högskolan i Hamburg–Harburg, juli 1999.

föroreningen med tungmetaller måste flygaska och återstoder, som oftast är blandade, omhändertas på kontrollerade deponier. Bottenaska kan antingen återanvändas eller läggas på deponier. Man kan därför inte utesluta att tungmetaller sprids till miljön, men detta verkar mindre troligt på kort sikt.

Med tanke på den osäkerhet inom vetenskapen som nämnts ovan kan effekten av ett ersättande av bly och kadmium på de totala miljöutsläppen för närvarande inte exakt kvantifieras. Det kan dock ifrågasättas om ett allmänt utbyte av dessa stabilisatorer skulle ha någon större effekt på de totala utsläppen av bly och kadmium till miljön. Enligt vissa analyser skulle å andra sidan användningen av blystabilisatorer på lång sikt bidra till en ökning av blykoncentrationerna i miljön[29] genom avfallshanteringsfasen.

På grund av de problem som uppkommer genom att det finns farliga ämnen i avfall, har man i gemenskapens strategi för avfallshantering[30] uttalat att ” "*I vissa fall kan det bli nödvändigt att föreskriva gemenskapsomfattande regler för att begränsa förekomsten av tungmetall i produkter eller i tillverkningsprocessen eller att förbjuda vissa ämnen för att förhindra att farligt avfall uppkommer i ett senare skede. Det kan komma i fråga i de fall då varken återanvändning eller återvinning eller säker hantering av ämnet utgör en miljömässigt acceptabel lösning.”*

Skyddet för människa och miljö mot risker i samband med kadmiumexponering har ingått i gemenskapens policy i flera år. Den 25 januari 1988 antog europeiska gemenskapernas råd en resolution[31] om ett gemenskapens handlingsprogram för bekämpning av miljönedsmutsning genom kadmium. Rådet betonar att användningen av kadmium bör begränsas till fall där det inte finns lämpliga alternativ.

Vad beträffar användningen av kadmium i stabilisatorer för PVC begränsar direktiv 91/338/EEG redan användningen av kadmium som stabilisator i ett antal PVC-tillämpningar. Användning av kadmium i PVC-profiler är dock fortfarande tillåten. Sverige, Österrike och Nederländerna har förbjudit all användning av kadmium i stabilisatorer och direktiv 1999/51/EG innehåller ett generellt undantagettillstånd för Sverige och Österrike att tillämpa hårdare regler för kadmium.

Det finns ingen gemenskapslagstiftning om användning av blyföreningar som stabilisatorer. Danmark[32], Sverige[33], Österrike[34] och Tyskland[35] har anhållit om ytterligare restriktioner, tvingande eller frivilliga, avseende användning av bly och kadmium, särskilt som stabilisatorer i PVC.

Dessutom utför CSTEE, som tidigare nämnts, en riskbedömning avseende kadmium samt en vetenskaplig utvärdering om bly. Beslut om möjliga åtgärder för

---

29 Kemikalieinspektionen, Additives in PVC, Marking of PVC, rapport från en regeringskommission, 1997.

30 KOM(96)399.

31 EGT C 30, 4.2.1988, s. 1.

32 Anmälan från Danmark om utkast till lagstiftning om begränsning av användningen av bly i produkter.

33 Kemikalieinspektionen, o.a.a..

34 Österrikisk lagstiftning om förbud mot kadmium i PVC.

35 Kommission Human-Biomonitoring des Deutschen Umweltbundesamts ”Blei-referenz und Human-Biomonitoring-Werte”, 1996.
Rapport från Bundestag Enquête Kommission ”The products of industrial society; Perspectives on sustainability management of material streams”, rekommendationer avseende PVC, juli 1994.

riskreducering bör baseras på alla tillgängliga vetenskapliga utvärderingar. De bör ses över i ljuset av nya forskningsrön, inbegripet resultaten av bedömningar av möjliga framtida risker.

Möjliga ersättningar för bly och kadmium används redan. De viktigaste är kalcium–zinkstabilisatorer och tennorganiska stabilisatorer. Kalcium–zinkföreningar har en fördelaktigare riskprofil än bly- och kadmiumföreningar, och är för närvarande inte klassificerade som farliga. Tekniska skäl (produktkvalitet, normer, testningskrav) och ekonomiska skäl (högre kostnader) förhindrar för närvarande ett generellt utbyte av blystabilisatorer. Det förväntas att prisskillnaden mellan blystabilisatorer och kalcium–zinkstabilisatorer under de kommande åren kommer att minska, eftersom ny produktionskapacitet håller på att installeras. Tennstabilisatorer har mindre gynnsamma egenskaper för miljö och mänsklig hälsa.

I mars 2000 undertecknade PVC-industrin (PVC-tillverkare, tillverkare av PVC-tillsatser och PVC-bearbetare) representerade av sina europeiska sammanslutningar (ECVM, ECPI, ESPA, EuPC[36]) ett frivilligt åtagande med det uttalade syftet att anta *”utmaningen om hållbar utveckling och att anta ett samordnat angreppssätt för att uppfylla tanken om ansvarig hantering från vaggan till graven."*

Undertecknarna representerar mer än 98 % av tillverkarna av PVC-polymer, tillsatser och kompounderade produkter, och mellan 60 och 80 % av tillverkarna av fönsterkarmar och rör.

Det frivilliga åtagandet avser olika typer av miljöpåverkan genom PVC, och omfattar en plan för de olika tänkta åtgärderna (minskning av utsläpp i tillverkningssteget, begränsningar av användningen av kadmium, ökat genomförande av mål för återvinning) samt ekonomiska åtaganden med innebörden att skapa en fond avsedd att finansiera relevanta forskningsprojekt. De viktigaste tänkta åtgärderna avser följande:

– specifika åtaganden, som detaljerat anges på lämpliga punkter i det här dokumentet, för perioden 2000–2010

– kvantitativa och progressiva mål för återvinning av vissa avfallsflöden samt gradvist frångående av kadmium

– publicering av en årsrapport som görs tillgänglig för berörda parter

– verifiering och utvärdering av resultaten av oberoende tredje part, först år 2003 och senare år 2008

– översyn av målen för att ta hänsyn till tekniska och vetenskapliga framsteg samt de berörda parternas förslag.

Undertecknandet och ikraftträdandet av detta åtagande utgör ett viktigt steg som behöver bedömas efter de effektivitetskriterier som anges i kommissionens

[36] ECVM är European Council of Vinyl Manufacturers (vinyltillverkarnas europeiska råd); ECPI European Council for Plasticisers and Intermediates (europeiska rådet för mjukningsmedel och mellanprodukter); ESPA European Stabilisers Producers Association (europeiska stabilisatortillverkares förbund)och EuPC European Plastics Converters (europeiska plastbearbetare).

meddelande till rådet och till Europaparlamentet om miljöavtal (KOM(96)561 slutlig).

Om detta angreppssätt skall ha framgång kommer det att krävas ett ständigt framåtskridande inom de insatser som görs inom de specifika områden som täcks av överenskommelsen, och särskilt minskningen av tillverkning och användning av vissa tillsatser, ambitiösare mål för återvinning, industrins bidrag till ökade kostnader för förbränning samt en fullt fungerande finansieringsmekanism.

Vad beträffar kadmium har industrin själv åtagit sig att gradvis upphöra med användningen av kadmiumstabilisatorer under 2001. Detta åtagande täcker inte importen av PVC från tredje land, som fortfarande kan innehålla kadmium.

Beträffande användningen av bly har de europeiska stabilisatortillverkarnas sammanslutning (ESPA) själv åtagit sig att utföra *"initiala riskbedömningar av blybaserade stabilisatorer under CEFIC- och ICCA-programmen 'confidence in chemicals' före 2004"*.

ESPA har åtagit sig att ta fram årlig statistik som visar vilka stabilisatorer som köps in av bearbetare. ESPA förväntar sig att de 120 000 ton bly som användes i PVC 1999 kommer att minska till 80 000 ton 2010 och har sagt att man *"kommer att understödja denna trend genom att utveckla lämpliga alternativ*". PVC-stabilisatorbranschen kommer för närvarande inte att vidta åtgärder för att avveckla användningen av bly i PVC, annat än genom att *"fortsätta att forska och utveckla stabilisatorer som alternativ till de blybaserade systemen"*.

Frågor att överväga

Kommissionen anser mot bakgrund av analysen ovan att miljöförorening av bly och kadmium bör undvikas i möjligaste mån. Kommissionen förordar en minskning av användningen av bly och kadmium som stabilisatorer i PVC-produkter. Ett antal åtgärder skulle kunna övervägas och bör bedömas med tanke på deras möjliga följder för miljö och ekonomi.

1. ***Lagfäst gradvis frångående av eller andra riskminskande åtgärder för kadmium och/eller bly med möjlighet till temporära undantag***
2. ***Förverkligande av PVC-industrins frivilliga åtagande avseende kadmium***
3. ***Utveckling av ytterligare frivilliga åtaganden för bly***

Fråga 1:
Vilka åtgärder bör införas för att ta itu med frågan om användningen av bly och kadmium i nytillverkad PVC? Enligt vilken tidsplan?

3.3. Mjukningsmedel

Mjukningsmedel är nödvändiga vid tillverkning av mjuka PVC-produkter. I Västeuropa tillverkas ungefär en miljon ton ftalater om året, av vilket ungefär 900 000 ton används till mjukgörning av PVC. Under 1997 var 93 % av

mjukningsmedlen för PVC ftalater. De vanligaste ftalaterna är bis-2-etylhexylftalat (DEHP), diisodecylftalat (DIDP) och diisononylftalat (DINP). Under senare år har användningen av DEHP minskat, medan den av DIDP och DINP har ökat. De mängder mjukningsmedel som tillsätts PVC-polymeren varierar beroende på vilka egenskaper som krävs. Beroende på den slutliga användningen kan innehållet av mjukningsmedel variera mellan 15 och 60 %, med typiskt område för de flesta mjuka användningar på cirka 35 till 40 %.

Andra mjukningsmedel, särskilt adipater, trimellitater, organiska fosfater och epoxiderad sojabönsolja kan också användas för att göra PVC mjukare. Dessa mjukningsmedel utgör endast en liten del av de använda mjukningsmedlen. Information om hur dessa mjukningsmedels användning i PVC påverkar miljö och människors hälsa är begränsad, och mer data skulle behövas för en rättvisande bedömning. Det här avsnittet kommer därför att inriktas på ftalater, som är de viktigaste mjukningsmedlen räknat i kvantitet samt de mjukningsmedel som för närvarande i första hand bedöms med avseende på miljö- och hälsorisker.

Ftalater är högvolymskemikalier. På grund av den möjliga risken för människors hälsa och miljön har fem av dem lagts på de tre första prioriteringslistorna för riskbedömning i enlighet med förordning 793/93 om bedömning och kontroll av risker med existerande ämnen. Riskbedömningarna för dessa fem ämnen utförs av föredragande medlemsstater[37]. Riskbedömningarna avseende DEHP, DIDP, DINP och DBP är färdiga eller förväntas bli färdiga under 2000 samt under 2001 för BBP.

DEHP, DINP och DIDP kan möjligen ansamlas i organismer. I riskbedömningarna enligt förordning 793/93 har man kommit fram till att det inte finns någon oro för ansamling av DBP, DINP och DIDP, medan de möjliga effekterna på miljön fortfarande undersöks för DEHP och BBP. Långkedjiga ftalater är svåra att bryta ned biologiskt under normala förhållanden i avloppsreningsverk och bryts endast ned delvis i vanliga anläggningar för behandling av lak- och avloppsvatten, där de ansamlas på suspenderade partiklar. Vissa ftalater samt deras metaboliter och andra nedbrytningsprodukter kan ha negativa effekter på människors hälsa (särskilt på lever och njurar för DINP och på testiklar för DEHP). Möjliga endokrina störningar undersöks också.

Alla de ftalater som används i stora mängder i PVC finns i dag överallt i miljön. Transport i luft och urlakning från vissa användningar verkar vara de viktigaste vägarna för ftalaterna till miljön. Ftalater finns i höga koncentrationer främst i sediment och i avloppsslam. I Danmark har man rapporterat att koncentrationerna av vissa ftalater kan överskrida de nationella gränsvärden som fastlagts för användning av avloppsslam i jordbruket.

Riskerna från användningen av ftalater i vissa mjuka PVC-leksaker och barnvårdsartiklar har utvärderats av Vetenskapliga kommittén för toxicitet, ekotoxicitet och miljö (CSTEE). Ftalater läcker ut från leksaker och barnvårdartiklar när barn suger på dem. I sitt yttrande har CSTEE uttryckt sin oro för de risker som uppkommer när små barn exponeras för två ftalater (DINP och DEHP) som används i sådana produkter. Kommissionen antog den 10 november 1999 ett förslag till

---

[37] De fem ftalaterna är bis(2-etylhexyl)ftalat (DEHP), föredragande Sverige; di-isononylftalat (DINP), föredragande Frankrike; di-isodecylftalat (DIDP), föredragande Frankrike; dibutylftalat (DBP), föredragande Nederländerna; butyl-bensylftalater (BBP), föredragande Norge.

direktiv och tog den 7 december 1999 ett beslut genom nödförfarandet enligt direktiv 92/59/EG för att förbjuda användningen av ftalater i vissa av leksaker och barnvårdsartiklar som är avsedda att stoppas i munnen.

Utan att vänta på det sista stadiet i ovannämnda riskbedömningsprocess har tre medlemsstater redan börjat utforma riskhanteringsstrategier baserade på det övergripande målet att minska användningen av ftalater. Den svenska regeringen har lagt fram en proposition om ”miljökvalitetsmål” som syftar till att minska användningen av det viktigaste ftalatet DEHP[38]. Den danska regeringen har antagit en handlingsplan för att minska användningen av ftalater med 50 % under de närmaste 10 åren. Hållbarheten för mjukgjord PVC har även bedömts av tyska Umweltbundesamt[39], som rekommenderar ett gradvis upphörande med mjukgjord PVC för sådana användningar där det finns säkrare alternativ, på grund av att mjukningsmedel, särskilt ftalater, förloras varaktigt till miljön.

Frågor att överväga

Användningen av ftalater i PVC-tillämpningar ger upphov till frågor, som beskrivits ovan, som skulle kunna hanteras genom ett antal åtgärder, inbegripet lagstiftning eller frivilliga riskreducerande åtgärder. Dessa möjliga åtgärder bör bedömas med tanke på deras möjliga följder för miljö och ekonomi.

Fråga 2:
Bör specifika åtgärder vidtas beträffande användningen av ftalater som mjukningsmedel i PVC? Om ja – när och med vilka medel?

4. HANTERING AV PVC-AVFALL

Kommissionens kansli har beställt fyra studier för att bedöma de tekniska aspekterna på alternativ för PVC-avfallshantering: mekanisk återvinning[40], kemisk återvinning[41], förbränning[42] och deponering[43].

Hanteringen av PVC-avfall bör bedömas utifrån den europeiska avfallspolitiken. Meddelandet från kommissionen om en revidering av gemenskapens strategi för avfallshantering[44] har bekräftat *”principhierarkin att förebyggande av uppkomst av avfall skall kvarstå som högst prioriterat, följt av återvinning av avfall och slutligen säkert bortskaffande av avfall”*. Man skriver vidare att *”företräde bör ges, där det är miljömässigt sunt, åt materialåtervinning före energiutvinning. Detta återspeglar*

---

38 Den svenska regeringen uttalar att ”användningen av DEHP och andra mjukningsmedel med skadliga effekter i PVC för utomhusanvändning till ytbehandlad väv och plåt samt för korrosionsskydd i bilar bör gradvis upphöra på frivillig basis före 2001. Andra användningar av DEHP som mjukningsmedel i PVC, med undantag för medicinska produkter och läkemedel, bör gradvis upphöra på frivillig basis före 2001.”

39 Deutsches Umweltbundesamt, Handlungsfelder und Kriterien für eine vorsorgende nachhaltige Stoffpolitik am Beispiel PVC, 1999.

40 Prognos, Mechanical recycling of PVC wastes, studie för GD XI, januari 2000.

41 TNO, Chemical recycling of plastics waste (PVC and other resins), studie för GD III, december 1999.

42 Bertin Technologies, The influence of PVC on quantity and hazardousness of flue gas residues from incineration, studie för GD XI, april 2000.

43 Argus i samarbete med universitetet i Rostock, The Behaviour of PVC in Landfill, studie för GD Miljö, februari 2000.

44 KOM(96) 399 slutlig.

den större effekt som materialåtervinning har jämfört med energiutvinning när det gäller att minska uppkomsten av avfall. Det kommer ändå att bli nödvändigt att ta med de miljömässiga, ekonomiska och vetenskapliga effekterna för varje alternativ i beräkningen. Utvärderingen av dessa effekter kan i vissa fall leda till att alternativet med energiutvinning föredras." I sin resolution[45] av den 24 februari 1997 har rådet godkänt denna principhierarki.

4.1. Nuvarande situation och framtida utveckling

Nuvarande situation

Den totala kvantiteten PVC-avfall är en funktion av PVC-konsumtionen. På grund av livslängderna, som kan uppgå till 50 år och mer för vissa produkter som rör och profiler, finns det en tidsfördröjning mellan PVC-konsumtion och PVC i avfallsflödet. PVC-produkter uppnådde en signifikant marknadsandel på 1960-talet. Om livstider på ungefär 30 år och längre antas, förväntas en signifikant ökning av PVC-avfall med början omkring år 2010.

Eftersom PVC används till många skilda ändamål, är data om uppkomsten av PVC-avfall i EU osäkra. De senaste och mest detaljerade uppgifter som finns om kvantiteterna PVC-avfall är uppskattningar som industrin utfört, och är baserade på beräkningar ur årliga tillverkningskvantiteter och produkternas genomsnittliga livslängder.

Man beräknar att den totala årliga PVC-avfallsmängden i gemenskapen var ungefär 4,1 miljoner ton år 1999, vilket kan uppdelas i 3,6 miljon ton PVC-avfall efter konsument och 0,5 miljon ton före konsument. Avfall före konsument uppkommer under tillverkning av PVC-mellan- och slutprodukter samt under hantering och installation av PVC-produkter. Den nuvarande sammansättningen av PVC-avfall är två tredjedelar mjukgjord PVC och en tredjedel styv PVC.

Ungefär en miljon ton PVC finns i avfallet från byggen och rivningar. En miljon ton PVC återfinns i det kommunala avfallsflödet, som innefattar avfall som samlats in från hushåll samt liknande avfall från kommersiell och industriell verksamhet. Ungefär 700 000 ton PVC-förpackningsavfall uppkommer, och ungefär 700 000 ton PVC finns i skrot från bilar samt från elektrisk och elektronisk utrustning.

För närvarande är deponering det huvudsakligaste avfallshanteringssättet i gemenskapen för alla sorters avfall efter konsument. Det gäller därför även PVC-avfall efter konsument. Ungefär 2,6 till 2,9 miljoner ton PVC-avfall deponeras för närvarande varje år. Mekanisk återvinning används till enbart en liten del av avfallet efter konsument (ungefär 100 000 ton). Ungefär 600 000 ton PVC förbränns per år i gemenskapen.

Framtida utveckling: grundscenario

I detta scenario[46] beskrivs situationen med avseende på de kvantiteter PVC-avfall och de huvudsakliga avfallshanteringssätt som förväntas under åren 2000, 2010 och 2020, med antagandet att inga PVC-specifika åtgärder kommer att vidtas med

---

45 97/C 76/01

46 Prognos, o.a.a.

undantag för sådana lagfästa, administrativa och frivilliga åtgärder som har trätt i kraft eller förbereds på gemenskapsnivå och nationell nivå. Det förutsätts i detta scenario att nuvarande och kommande direktiv om deponier, förbränning, förpackningar, uttjänta fordon samt elektriskt och elektroniskt skrot kommer att genomföras.

Nyckelelementet i hanteringen av PVC-avfall efter konsument är den förväntade ökningen av mängden PVC-avfall. Förutsägelser om denna ökning är osäkra, men man förväntar sig att volymen PVC-avfall kommer att öka avsevärt med 30 % under 2010 och med 80 % under 2020, särskilt på grund av den betydande ökningen av avfall från produkter med lång livslängd. Avfall efter konsument kommer att öka från ungefär 3,6 miljoner ton för närvarande till ungefär 4,7 miljoner ton 2010 och 6,2 miljoner ton 2020. PVC-avfall före konsument kommer att öka från 0,5 till 0,9 miljoner ton.

Jämfört med den nuvarande situationen förväntar man sig att sammansättningen av PVC-avfall efter konsument kommer att förändras för olika produktgrupper. Andelen PVC-byggavfall och avfall från hushåll och kommersiella produkter kommer att öka, medan tillskottet från förpackningar förväntas minska avsevärt. Andelen mjukgjord PVC kommer också att minska.

I ljuset av grundcenariot för PVC-avfall förväntar man sig att förändringar i avfallslagstiftning och metoder kommer att få följande effekter:

- Deponidirektivet kommer att medföra en del markanta ändringar i avfallshanteringen, i första hand på grund av de förväntade ökande deponeringskostnaderna. Vissa medlemsstater, särskilt Tyskland, Österrike, Nederländerna och Danmark har tillkännagivit nationella regler som förbjuder deponering av obehandlat organiskt avfall, inbegripet plast, med undantag för PVC-avfall i Danmark.

- Återvinningen förväntas öka avsevärt under de närmaste årtiondena, särskilt i de fall då man kommer att ange återvinningsmål för avfallsflöden. Energiåtervinning förväntas också öka för avfall som inte kan återvinnas.

Hur detta kommer att påverka behandlingen av PVC-avfall kommer att diskuteras närmare i de följande avsnitten om de viktigaste avfallshanteringsalternativen.

4.2. Mekanisk återvinning

Mekanisk återvinning avser återvinningsprocesser i vilka PVC-avfall endast behandlas mekaniskt, huvudsakligen genom rivning, sållning och malning. De återvunna fraktionerna (i pulverform) kan bearbetas till nya produkter. Beroende på graden av förorening och sammansättning kan kvaliteten på återvunnen PVC variera avsevärt. Fraktionens kvalitet bestämmer i vilken utsträckning nytillverkat material kan ersättas av återvunnet: Fraktioner med hög kvalitet kan återanvändas till samma typer av produkter, medan de av låg kvalitet från blandade avfallsflöden endast kan användas i produkter som oftast tillverkas av andra material.

Återvinning av avfall efter konsument ligger fortfarande på en låg nivå inom EU och de återvunna mängderna utgör mindre än 3 % av den totala mängden[47]. Ungefär 100 000 ton återanvänds för närvarande per år inom EU. En avsevärd del av återvunnet PVC-avfall efter konsument (ungefär 70 %) används till produkter av mindre värde vad gäller kabelavfall (ungefär 38 000 ton) och förpackningsavfall (ungefär 19 000 ton).

Högkvalitativ mekanisk återvinning för avfall efter konsument är fortfarande på ett förberedande stadium och finns endast för några få produktgrupper och med små mängder (ungefär 3 600 ton styva profiler, 5 500 ton PVC-rör och 550 ton golvmaterial).

Det tycks inte finnas några medlemsstater med signifikant högre återvinningskvoter för avfall efter konsument än genomsnittet i EU. I vissa länder har man etablerat insamlingssystem, oftast på frivillig grund. Återvinningsgraden är dock oftast lägre än 5 % och baseras till övervägande del på återvinning av förpackningar och kablar till produkter av lägre kvalitet.

Från avfall före konsument återvanns ungefär 420 000 ton PVC under 1998, ungefär 85 % av uppkommet PVC-avfall före konsument. Mekanisk återvinning av avfall före konsument finns i samtliga medlemsstater och kan betraktas som en lönsam ekonomisk aktivitet.

Ett antal livscykelbedömningar[48] för vissa specifika PVC-produkter har visat att mekanisk återvinning ger miljövinster för tillverkningspill, tillskärningsspill och separerbart PVC-avfall efter konsument. Miljövinsterna för användning av blandad plast till produkter av lägre kvalitet som ersättning för betong, trä eller andra icke-plastmaterial är mindre säkra.

Emellertid uppkommer specifika problem på grund av förekomsten av tillsatser som klassificeras som farliga, som bly, kadmium och PCB i stora PVC-avfallsflöden för deras eventuella återvinning. Återvinning av PVC-avfall som innehåller tungmetaller leder till att dessa ämnen späds ut i en större mängd PVC, eftersom man måste tillsätta nytillverkat material. Tungmetallerna släpps inte direkt ut i miljön undre återvinningsprocessen och under den nya livstiden. Återvinning av PVC-material som innehåller dessa tungmetaller skjuter upp det slutliga bortskaffandet till ett senare stadium. Även om det skulle kunna bli svårt att kontrollera användningen av återvunnen PVC som innehåller bly och kadmium, är det av tekniska skäl knappast troligt att PVC-avfall från olika tillämpningar skulle återvinnas tillsammans vid högkvalitativ återvinning. På grund av de produktspecifika tillsatsrecepten skulle återvinnare föredra återvinning till liknande tillämpningar. Ytterligare åtgärder, som restriktioner för okontrollerad försäljning av återvunnet material som innehåller tungmetaller eller dess användning till produkter av lägre kvalitet, skulle kunna övervägas. Ett förbud mot återvinning av PVC-avfall som innehåller tungmetaller skulle innebära slutet för mekanisk återvinning av PVC-avfall efter konsument från byggmateriel - det avfallsflöde som har den största potentialen för återvinning av hög kvalitet – eftersom det praktiskt taget alltid innehåller bly eller kadmium. Det är värt att notera att medlemsstater som förbjudit användning av kadmium som stabilisator, med undantag för Danmark, har tillåtit återvinning av PVC-avfall som innehåller

47 Prognos, o.a.a.

48 Prognos, o.a.a.

kadmium. Problemet med PCB i PVC-kabelavfall har tagits upp i direktiv 96/59/EG om bortskaffande av polyklorerade bifenyler och polyklorerade terfenyler (PCB/PCT), vilket föreskriver att kablar som innehåller mer än 50 ppm PCB ska anses som PCB och att dessa därför måste tas om hand enligt direktivets bestämmelser.

PVC kan ha en negativ effekt på återvinning av annan plast i blandat plastavfall. När PVC behandlas tillsammans med annan plast, som avfallsflödet från förpackningar, begränsas bearbetningstemperaturen till området för PVC-behandling, som är relativt lågt jämfört med andra plaster. På grund av likande densiteter är avfall av polyetentereftalat (PET) svårt att separera från PVC-avfall, och förekomsten av PVC ökar kostnaderna för vissa PET-återvinningssystem som dem för PET-flaskor. I vissa fall har PVC-industrin uppmärksammat problemet och bidrar till att täcka denna ökade kostnad.

Som för andra material begränsas PVC-återvinningen även av de totala kostnaderna för återvinning. Ekonomisk lönsamhet uppnås när nettokostnaden för återvinning (det vill säga de totala kostnaderna för insamling, separering och behandling minus intäkterna från försäljning av det återvunna) är lägre än priset för alternativ avfallshantering för motsvarande PVC-avfall. Om ekonomisk lönsamhet inte kan uppnås, kommer någon återvinning av PVC-avfall inte att äga rum under fria marknadsvillkor, om det inte finns lagfästa åligganden eller frivilliga åtgärder som genomdriver eller främjar återvinning av PVC. Insamlingen är den viktigaste flaskhalsen för avfallets tillgänglighet och kostnaderna.

Återvinning av hög kvalitet av avfall efter konsument (särskilt rör, profiler, golvmaterial) är för närvarande inte lönsam, eftersom nettokostnaderna ligger klart över kostnaderna för deponering eller förbränning. Dessutom uppkommer ytterligare kostnader för separering av avfallet på byggplatserna.

Återvinning av låg kvalitet av PVC-avfall efter konsument, som för förpackningsavfall, är inte ekonomiskt lönsam. Ekonomisk lönsamhet kommer troligen inte att uppnås för andra avfallsflöden som är lämpliga för lågkvalitetsåtervinning, som kontorsförnödenheter och tryckfilmer. Kabelisolering är det enda avfallet efter konsument som kan återvinnas till konkurrenskraftiga kostnader, på grund av närvaron av värdefulla metaller som koppar.

Sammanfattningsvis kan återvinning av avfall före konsument i princip vara lönsam. Återvinningen av PVC-avfall efter konsument är dock långt från ekonomisk konkurrenskraftig. Förutom etablering av återvinningssystem med bred regional täckning krävs ekonomiska incitament för separat insamling av PVC-avfall. Dessutom finns PVC ofta som en komponent i kompositmaterial eller inblandat i förorenade material som kräver specifika insamlings- och sorteringsoperationer. Priset för nytillverkat material, som är mycket rörligt (mellan 0,5 och 0,8 euro/kg), påverkar i hög grad återvinningens lönsamhet. Vidare är priset för deponering eller förbränning lågt. Icke desto mindre kan man under kommande år förvänta sig att de ekonomiska förutsättningarna för återvinning kommer att förbättras, särskilt på grund av de ökade kostnaderna för deponering och förbränning.

Framtida utveckling och policyinriktning

I grundscenariot skulle ungefär 9 % av det totala PVC-avfallet kunna återvinnas mekaniskt 2010 och 2020, vilket innebär ungefär 400 000 ton PVC-avfall 2010 och 550 000 ton 2020[49]. Återvinningsandelarna varierar, beroende på vilka avfallsflöden som betraktas.

- För återvinning av låg kvalitet skulle följande återvinningskvoter kunna uppnås för bygg- och rivnings-PVC-avfall: ungefär 25 % för rör, ungefär 40 % för fönsterprofiler och ungefär 12 % för golvmaterial.

- För återvinning av hög kvalitet skulle återvinningskvoterna bli ungefär 65 % för kablar i bygg- och rivningsavfallsflödena, ungefär 30% för avfall från elektrisk och elektronisk utrustning samt ungefär 20 % för förpackningar.

- Andra avfallstyper, som hushållsavfall och kommersiellt avfall kommer troligen inte att återvinnas enligt de antaganden som gjorts i detta scenario.

Jämfört med detta grundscenario har man uppskattat möjlig återvinning[50], vilket avser de PVC-mängder som kan återvinnas med hänsyn tagen till återvinningens tekniska och ekonomiska begränsningar. Enligt detta scenario är den möjliga återvinningen av avfall efter konsument ungefär 800 000 ton 2010 och 1,2 miljon ton 2020, motsvarande en återvinningskvot på ungefär 18 %. Detta innebär att den mekaniska återvinningen av PVC-avfall skulle bidra till hanteringen av endast ungefär en femtedel av PVC-avfallet efter konsument. Andra avfallshanteringssätt kommer därför att fortfarande att vara viktiga.

I ett åtagande i mars 2000 ställde PVC-industrin upp kvantifierade mål för mekanisk återvinning av rör, rörkopplingar och fönsterkarmar. För rör är åtagandet ”att återvinna minst 50 % av den insamlade tillgängliga mängden rör- och rörkopplingsavfall före 2005”. För fönsterkarmar är åtagandet ”att återvinna minst 50 % av den insamlingsbara tillgängliga mängden fönsterkarmar före 2005”. Dessa mål baseras inte på uppkommet avfall utan på insamlat avfall.

Enligt PVC-industrin uppskattas de årligen insamlade mängderna 2005 till följande: 15 000 ton för rör och 15 000 ton för fönsterkarmar. Följande stora PVC-avfallsflöden, som skulle kunna användas till återvinning med hög kvalitet, omfattas dock inte av åtagandet: styva profiler utom fönsterprofiler (ungefär 240 000 ton 2005), kalandrerat golvmaterial (ungefär 240 000 ton 2005) och mjukgjorda profiler och slangar (ungefär 120 000 ton 2005). Icke desto mindre har PVC-industrin i sitt åtagande framhållit att för andra möjliga produkter som PVC-kablar, golv- och takmaterial, *"krävs mer arbete för att utveckla lämplig logistik, lämpliga metoder och användningsområden"*. Dessutom åtar sig industrin att stödja sådan utveckling, inbegripet att uppnå högre mål för mekanisk återvinning *"så snart som möjligt"*.

---

49 Prognos, o.a.a.

50 Prognos, o.a.a.

Frågor att överväga:

Kommissionen anser, på grundval av ovanstående analys och med tanke på nuvarande låga återvinningsgrad, att återvinningen av PVC bör ökas. Detta skulle kunna åstadkommas genom flera olika åtgärder, som skulle kunna vidtas separat eller i kombination. Följderna för miljö och ekonomi bör undersökas. Sådana åtgärder kan bland annat vara:

1. ***Tvingande insamlings- och återvinningsmål för vissa relevanta PVC-avfallsflöden***
2. ***Frivilliga åtaganden från industrin för att helt eller delvis förbättra och finansiera insamling och återvinning av vissa PVC-avfallsflöden***
3. ***Rekommendationer till medlemsstaterna i syfte att inrätta och utveckla separat insamling av PVC-avfall och annat rivningsavfall***
4. ***Utveckling av lämpliga normer för tillåtande av användning av återvunnen PVC***
5. ***Märkning av plastprodukter som ett användbart sätt att underlätta separering av PVC-avfall från det allmänna avfallsflödet samt utveckling av andra metoder för identifiering och sortering av plast***
6. ***Utveckling av nya återvinningsprocesser för visst PVC-avfall efter konsument***

Fråga 3:

Vilken kombination av åtgärder skulle bli effektivast för att uppnå målet ökad PVC-återvinning?

Återvinning av PVC-avfall som innehåller tungmetaller ger upphov till speciella problem på grund av den möjliga spädningen av tungmetallerna i nya och eventuellt mer omfattande produktgrupper. Vissa möjliga åtgärder kan övervägas för att ta itu med dessa problem. Åtgärderna bör bedömas med tanke på eventuella följder för miljö och ekonomi. Exempel på sådana åtgärder är:

1. ***Lagstiftning som begränsar den mekaniska återvinningen av PVC-avfall som innehåller bly och kadmium***
2. ***Specifika villkor för denna återvinning, exempelvis återanvändning till samma produkttyp, styrning av hur återvunnet material marknadsförs, märkning av produkter tillverkade med återvunnet material samt styrning av användningen av tungmetaller***
3. ***Inga specifika villkor för denna återvinning***

Fråga 4:

Ska mekanisk återvinning av PVC-avfall som innehåller bly och kadmium underkastas särskilda villkor? I så fall vilka?

4.3. Kemisk återvinning

Kemisk återvinning omfattar ett antal processer som bryter upp de polymermolekyler som plast består av till mindre molekyler. Dessa kan vara antingen monomerer som kan användas direkt till att tillverka nya polymerer eller andra ämnen som kan användas i andra sammanhang som råmaterial i processer i den kemiska basindustrin.

I fallet PVC frisätts det klor som är kopplat till polymerkedjan och bildar väteklorid (HCl, saltsyragas) förutom att polymermolekylens struktur bryts upp. Beroende på processteknologin kan HCl återanvändas efter rening eller måste neutraliseras till olika produkter som antingen kan användas eller måste skaffas bort.

I praktiken har det under de senaste 5 åren bara tagits ett fåtal initiativ som resulterat i konstruktion av industrianläggningar eller som kan leda till ett förverkligande av sådana inom den närmaste framtiden. Kemiska återvinningsprocesser kan kategoriseras enligt sin kapacitet att hantera avfall med högt eller lågt innehåll av klor, där 4 till 5 % är det maximala PVC-innehåll som kan hanteras med metoder för lågt klorinnehåll. Av de tre fungerande specialbyggda anläggningarna för kemisk återvinning av avfall med lågt klorinnehåll har två stängts på grund av ekonomiska och leveransmässiga skäl. För PVC-rikt avfall finns det för närvarande en förbränningsbaserad metod i drift med HCl-återvinning, och två försöksanläggningar kommer att tas i bruk under de kommande åren.

Enligt flera livscykelanalyser (LCA) skulle vissa kemiska återvinningsprocesser vara betydligt bättre vad gäller energianvändning och global uppvärmning än kommunal avfallsförbränning och -deponering. Dessutom återvinns klor i vissa processer, så att nyproduktion med energiintensiv klor–alkalielektrolys undviks. Tillgängliga LCA har inte gjort det möjligt att ge företräde för någon av de kemiska återvinningsmetoder som analyserats. Direkt mekanisk återvinning av PVC-rikt avfall är miljömässigt att föredra, särskilt vid återvinning till produkter av hög kvalitet, och innebär inte någon omfattande sortering eller förbehandling[51].

Tillsammans med de organiska delarna i PVC omarbetas även mjukningsmedel till utgångsmaterial. Stabilisatorer som innehåller tungmetaller slutar för det mesta som fasta återstoder som med största sannolikhet måste deponeras. För de flesta av de specialiserade kemiska återvinningsmetoderna är utsläppen av andra problemämnen än fasta återstoder små[52]. Inga bestämda slutsatser kan dras beträffande bildningen av dioxiner. Generellt kommer reducerande miljö och höga temperaturer att gynna nedbrytning och förhindra bildning av dioxiner, vilket är fallet för drifts-förhållanderna i vissa processer.

Det tycks som om kemisk återvinning av PVC-rikt avfall inte är ekonomiskt attraktiv i de fall mekanisk återvinning redan visat sig vara tekniskt utförbar, möjligen med undantag för golvmaterial. Detta skulle innebära att kemiska återvinningsanläggningar för PVC-rikt avfall skulle behöva koncentreras på de flöden för vilka mekanisk återvinning inte är möjlig, till exempel för avfallstyper som inte kan återvinnas mekaniskt eftersom de skulle kräva ytterligare separationssteg eller innehåller för många problematiska föroreningar, samt på grund av andra restriktioner som har samband med miljöhänsyn.

---

51 TNO, Chemical recycling of plastics waste (PVC and other resins), Studie för GD III, december 1999.

52 TNO, o.a.a.

Kemisk återvinning måste konkurrera med annan avfallshantering inom EU, främst deponering och förbränning. Dessa har de lägsta avgifterna. Specialbyggda anläggningar för kemisk återvinning kan också komma att få stark konkurrens från masugnar och cementugnar, som skulle kunna ta hand om en stor mängd blandat plastavfall med begränsat PVC-innehåll.

När man betraktar de olika avfallsflödena, tycks det som om den kemiska återvinningen i dagens situation för kategorier som lantbruksavfall, industriellt avfall och hushållsavfall som inte är förpackningar, även om den är tekniskt möjlig, kommer att få svårt att konkurrera i avsaknad av rättsliga eller andra styrinstrument. Vad beträffar fordonsavfall samt elektriskt och elektroniskt avfall verkar PVC-innehållet i det blandade plastavfallet vara för högt för att göra det lämpligt för de flesta kemiska återvinningsalternativen för blandat plastavfall med låg klorhalt, men för lågt för ekonomiskt bärkraftig separation och följande behandling i anläggningar för PVC-rikt avfall.

Sammanfattningsvis kan man konstatera att en framgångsrik drift av specialkonstruerade kemiska återvinningsanläggningar främst beror av de ekonomiska aspekterna och att det under nuvarande omständigheter finns stora frågetecken angående bärkraftigheten hos sådan drift.

Framtida utveckling och policyinriktningar

Kemisk återvinning har en potential främst för sådant avfall för vilket mekanisk återvinning inte är ett alternativ och om rättsliga och andra instrument effektivt styr bort avfallet från de kostnadseffektivaste konkurrenterna (som cementugnar, kommunala avfallsförbränningsanläggningar och deponier).

För 2010 är den totala mängden PVC-avfall som skulle kunna återvinnas i grundscenariot ungefär 80 000 ton som en fraktion i blandat plastavfall med låg klorhalt (främst från förpackningar) och ungefär 160 000 ton i blandade plastfraktioner med högre PVC-halt, främst från bilskrot och elektriskt och elektroniskt skrot.

PVC-Industrin har åtagit sig att före 2001 investera 3 miljoner euro i en försöksanläggning, i syfte att återvinna klor- och kolväteinnehållet i PVC-beskiktat tyg. Resultatet av försöket kommer att stå klart i mitten av 2002, när beslutet om att bygga en kommersiell anläggning kommer att fattas.

Frågor att överväga:

Kommissionen noterar med intresse de ansträngningar som beskrivits ovan för att vidareutveckla kemiska återvinningsmetoder. I detta sammanhang skulle åtgärder kunna vidtas för att uppmuntra en sådan utveckling. Deras möjliga följder för miljö och ekonomi bör undersökas. Sådana åtgärder skulle kunna vara:

1. ***Ytterligare frivilliga initiativ från PVC-industrin***
2. ***Rekommendationer om mål för kemisk återvinning för sådana avfallsflöden som inte kan återvinnas mekaniskt***
3. ***Uppställning av tvingande mål för kemisk återvinning***

Fråga 5:
Vilka åtgärder skulle vara lämpligast avseende kemisk återvinning av PVC-avfall?

4.4. Andra återvinnings- och återanvändningsmetoder inbegripet samförbränning

En nyutvecklad upplösnings–utfällningsprocess baseras på fysikaliska principer utan nedbrytning av polymermolekylerna till råmaterialföreningar. Processen utvecklades specifikt för kompositmaterial som innehåller PVC och andra komponenter. PVC separeras från de komponenter som kompositen utgörs av genom selektiv upplösning, och därefter återbildas hela PVC-föreningen genom utfällning. PVC och de andra komponenterna kan sedan återanvändas.

För närvarande är en experimentanläggning i drift och en försöksanläggning planeras bli driftklar under 2001. Metoden utnyttjar ett slutet system med återvinning av lösningsmedlet.

Processen är avsedd för selektivt insamlade PVC-produkter. Kvaliteten måste vara ungefär likvärdig med den för mekanisk återvinning, vilket innebär att kostnaderna för att tillhandahålla materialet är jämförbara. De som utvecklar denna process förväntar sig att metoden kan klara ganska komplicerade produkter, som presenningar, kablar, tryckförpackningar för läkemedel, golvbeläggningar och instrumentbrädor, och skulle kunna konkurrera ekonomiskt med några av de övriga återvinningsalternativen.

Blandat plastavfall används av en tysk ståltillverkare som reduktionsmedel i masugnar vid tillverkning av gjutjärn. Blandat plastavfall används också i cementugnar som ersättning för kol, olja eller gas som värmekälla.

Utvärderingen av miljöeffekterna vid användning av blandat plastavfall i masugnar och cementugnar är i viss mån kontroversiell. Enligt vissa livscykelanalyser är den bättre i fråga om använd energi och global uppvärmning än kommunal avfallsförbränning. Vad gäller det eventuella bidraget från PVC till dioxinutsläpp, är det tämligen svårt att dra bestämda slutsatser och mer forskning lär behövas.

Masugnar och cementugnar kan behandla blandat plastavfall utan behov av stora investeringar och erbjuder därmed låga nyttjandeavgifter. Användningen av blandat plastavfall i masugnar och cementugnar är en allvarlig konkurrent till andra avfallsanläggningar. Å andra sidan begränsas användningen av blandat plastavfall i masugnar och cementugnar av dess klorinnehåll, eftersom klor kan ha negativ effekt på kvaliteten på tillverkat järn respektive cement samt ge upphov till korrosion på utrustningen på grund av bildningen av HCl. En halt på ungefär 2–3 % PVC eller mindre är möjlig[53]. Teoretiskt skulle emellertid samförbränning i cementugnar av blandat plastavfall med lågt PVC-innehåll kunna bli viktig i framtiden.

4.5. Förbränning

PVC-avfall som förbränns hanteras huvudsakligen i kommunala avfallsförbränningsanläggningar. Det finns PVC-avfall även i det avfall som förbränns på sjukhus, eftersom PVC-artiklar används på sjukhus. Ungefär 600 000 ton PVC förbränns årligen inom EU. PVC utgör ungefär 10 % av den plastfraktion som förbränns och ungefär 0,7 % av den totalt förbrända avfallsmängden[54].

PVC-avfall utgör mellan 38 % och 66 % av klorinnehållet i de avfallsflöden som förbränns. De övriga huvudkällorna för klor är ruttnande material (ungefär 17 %) och papper (10 %). Man uppskattar att i genomsnitt ungefär 50 % av det klor som hamnar i förbränningsugnarna kommer från PVC-innehållet.

Vid förbränning ger PVC-avfallet upphov till väteklorid (HCl) i rökgaserna. Denna måste neutraliseras utom när man använder en metod som återanvänder HCl. För närvarande används denna speciella metod i enbart 5 anläggningar i Tyskland, och 3 anläggningar är under uppförande. Alla sura gaser som bildas vid förbränning av kommunalt fast avfall (förutom HCl huvudsakligen svaveloxider) måste neutraliseras innan återstående gas släpps ut i atmosfären. Gemenskapslagstiftningen[55] kräver redan emissionsgränsvärden för saltsyra. Dessa gränser revideras för närvarande och blir strängare[56].

För att komma ned till dessa gränsvärden för HCl injiceras neutraliserande ämnen, framför allt kalk, för att neutralisera rökgasernas sura komponenter. De fyra viktigaste neutraliseringsprocesserna är de torra, halvtorra, halvvåta och våta processerna, som presenteras mer detaljerat i bilaga 1.

I en beräkning[57] avseende mängden rökgasbehandlingsåterstoder vid förbränning av PVC fann man att förbränning av 1 kg PVC i genomsnitt[58] ger upphov till mellan 1 och 1,4 kg återstoder för den torra processen med kalk, den halvtorra och den

---

53 Eller ungefär 1–1,5 % klor. Värdena kan variera mellan anläggningarna, liksom lagens krav kan variera mellan länder.

54 Bertin Technologies, o.a.a.

55 Direktiv 89/369/EEG om förhindrande av luftförorening från nya kommunala avfallsförbränningsanläggningar kräver utsläppsgränser för klorvätesyra mellan 50 och 250 mg/Nm^3 beroende på anläggningens kapacitet.

56 Förslaget till direktiv om förbränning av avfall [KOM(1998) 558 slutlig] samt den gemensamma ståndpunkten om förslaget [98/289 COD av den 25 november 1999] har ett strikt emissionsgränsvärde för HCl på 10 mg/Nm^3, vilket 2005 kommer att bli emissionsgränsvärdet för befintliga och nya avfallsugnar i gemenskapen.

57 Bertin Technologies, o.a.a.

58 Genomsnittsvärdena avser en PVC-blandning med 45 % klor, det vill säga sammansatt av 70 % styv PVC (med 53 % klor) och 30 % mjukgjord PVC (med 25 % klor).

halvvåta-våta processen. Med användning av natriumvätekarbonat ("bikarbonat") som neutraliserare i en halvtorr process ger 1 kg PVC ungefär 0,8 kg återstoder. I våta processer uppkommer mellan 0,4 och 0,9 kg återstod upplöst i avloppsvätska. Det finns en viktig skillnad mellan den mängd neutraliserare som behövs samt de återstoder som uppkommer mellan mjukgjord och styv PVC. Mjukgjord PVC innehåller en mindre mängd klor än styv. Mängden neutraliserare som krävs och därmed mängden återstoder blir därför lägre för mjukgjord PVC än för styv PVC (1 kg mjukgjord PVC[59] ger mellan 0,5 och 0,78 kg återstoder). Mer detaljer framgår av följande tabell.

Tabell 3: Beräknade mängder återstoder som uppkommer vid förbränning av 1 kg PVC-avfall[60]

		TORR		HALVTORR	VÅT	HALVVÅT – VÅT
Neutraliserande ämne		Kalk	Bikar-bonat	Kalk	Kalk	Kalk
Cl (kg per kg PVC)	Min	0,25				
	Max	0,53				
	Snitt	0,45				
Återstoder (kg) (per kg PVC)	Min	0,78	0,46	0,70	0	0,54
	Max	1,65	0,97	1,48	0	1,15
	Snitt	1,40	0,82	1,26	0	1
Avloppsvätska (torrt material) (kg per kg PVC)		0	0	0	0,42 till 0,88	0

Återstoden från rökgasreningen klassificeras som farligt avfall[61]. Återstoderna uppkommer separat (särskilt i halvvåta och våta system) eller blandade med flygaska. Återstoderna innehåller neutraliseringssalter, överskott av neutraliserare samt föroreningar såsom tungmetaller och dioxiner som inte destruerats. Deponering av återstoderna är, med några undantag, det enda alternativ som används i medlemsstaterna.

Åtskilliga processer har utformats för att återvinna kalciumklorid och natriumklorid från de torra och halvtorra processerna, men få av dem används för närvarande kommersiellt. Utom i vissa speciella fall är det osäkert om sådana metoder kan användas i större omfattning för någon nämnvärd återvinning av återstoder. Dessa metoder skulle vara ”end of the pipe”-lösningar, sämre än förebyggande åtgärder som syftar till att minska återstoderna vid källan.

59 För dessa beräkningar antas mjukgjord PVC innehålla 0,25 % klor.

60 Bertin Technologies, o.a.a.

61 Enligt rådets beslut 94/904/EG, om upprättandet av en förteckning över farligt avfall klassificeras allt fast avfall från gasbehandling som farligt (kod 190107), EGT L 356 , 31.12.1994, s.14.

PVC har i nuvarande omfattning i kommunala avfallsflöden följande effekter på återstoderna från rökgasrening jämfört med förbränning av kommunalt fast avfall utan PVC[62]:

- PVC-förbränning ökar mängden återstoder från rökgasrening (ungefär 37 % för de torra systemen, 34 % för halvtorra system och 42 % för halvvåta–våta)[63].

- PVC-förbränning fördubblar mängden lakbara salter i återstoderna. Salterna är främst klorider av kalcium, natrium och kalium.

- PVC-förbränning ökar mängden lakvatteninnehåll från återstoder som deponeras (ungefär 19 % för torra system, 18 % för halvtorra, 15 % för halvvåta–våta system och 4 % för våta system). Lakvattnet måste behandlas innan det släpps ut.

- Det finns en teoretisk risk för att urlakning av till exempel kadmium kan öka på grund av ökad bildning av klorider orsakad av PVC-förbränning, men data skulle behövas för att stödja detta.

- I de nuvarande temperaturområdena för förbränningsstegen vid kommunal förbränning av avfall har den högre klorhalten ingen betydande effekt på överföringen av tungmetaller och spårelement från bottenaska till gasbehandlingsåterstoder.

Den möjliga påverkan från förbränning av PVC-avfall på dioxinutsläppen har stått i centrum för en intensiv vetenskaplig debatt, eftersom PVC för närvarande ger det största klortillskottet till ugnarna. Förbränningsugnarnas bidrag till de totala dioxinutsläppen i gemenskapen var mellan 1993 och 1995 ungefär 40 %[64].

Antagandet har gjorts att minskningen av klorhalten i avfallet skulle kunna bidra till en minskad dioxinbildning, även om den faktiska mekanismen inte förstås helt. En sådan påverkan på minskningen förväntas dessutom vara ett förhållande av andra eller tredje graden[65]. Det är högst troligt att de viktigaste förbränningsparametrarna, som temperatur och syrekoncentration, är de som påverkar dioxinbildningen mest.

Medan det med nuvarande klorhalter i kommunalt avfall inte tycks finnas något direkt kvantitativt förhållande mellan klorhalt och dioxinbildning, är det möjligt att en ökning av avfallets innehåll av klor över en viss tröskel skulle kunna bidra till en ökad dioxinbildning i avfallsförbränningsanläggningar. Tröskeln 1 % klor har föreslagits[66] men man är fortfarande osäker på nivån på en sådan tröskel[67]. Fortsatta undersökningar är önskvärda för att uppskatta den tröskel över vilken klorhalten

---

62 Bertin Technologies, o.a.a.
Det aktuella scenariot baseras på en förbränning av 1 miljon ton avfall med respektive utan PVC samt deponering av uppkomna återstoder.

63 Bertin Technologies, o.a.a.

64 Identification of relevant industrial sources of dioxins and furans in Europe, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen, 1997.

65 Danska Miljøstyrelsen, Environmental aspects of PVC, 1996.

66 Wikström, 1996, påverkan av klors halt och form på bildningen av klorerade dioxiner, dibensofuraner och bensener under förbränning av ett konstgjort bränsle i en laboratoriereaktor.

67 Danska Miljøstyrelsen, Dioxins emissions from waste incineration, Miljøprojekt 117, 1989. Danska Miljøstyrelsen, The effects of chlorine content on the formation of dioxin, Projekt 118, 1989. Danska Miljøstyrelsen, Dioxins – sources, levels and exposures in Denmark, Working report nr. 50/1997.

skulle kunna påverka dioxinbildningen. Tröskeln skulle kunna överskridas om mängderna klorhaltigt avfall ökar.

Det är inte alla förbränningsanläggningar i gemenskapen som drivs enligt de mest aktuella luftemissionsnormerna för dioxiner. Förslaget till ett direktiv om avfallsförbränning[68] förutsätter ett gränsvärde på 0,1 ng/m³. Detta skall minska dioxinutsläppen från förbränningsanläggningar.

Den möjliga kopplingen mellan förbränning av PVC och korrosion i förbränningsanläggningar har också debatterats. Vissa operatörer hävdar att ångtrycket och därmed energiverkningsgraden skulle bli högre med lägre klorhalt i avfallet. Frånvaro av PVC skulle därför göra energiåtervinningen mer effektiv. Denna fråga måste undersökas vidare. Det bör noteras att förbränning av PVC-avfall med energiåtervinning ger mer energi än förbränning av kommunalt fast avfall, eftersom PVC-avfalls värmevärde är högre[69].

Förbränning av PVC-avfall ökar förbränningsanläggningarnas driftkostnader på grund av användningen av neutraliserare för att neutralisera de sura rökgaserna och de ökade kostnaderna för hantering av de uppkomna återstoderna. De totala ytterligare kostnaderna beroende på förbränning av PVC varierar beroende på medlemsstat, neutraliseringsprocesser och hantering av återstoder. Man beräknar att den ytterligare kostnaden för förbränning av PVC jämfört med kommunalt fast avfall är från ungefär 20 euro per ton för våta system till mer än 300 euro per ton för torra system[70]. Skillnaderna beror på använd metod och PVC-typ (mjukgjord eller styv). Dessa kostnader beskrivs närmare i bilaga 2. Extrakostnaderna läggs för närvarande inte specifikt på nya PVC-produkter eller PVC-avfall, utan bakas in i den totala förbränningskostnaden för avfall.

En studie[71] har beställts för att bedöma de ekonomiska följderna av att PVC-avfall leds bort från förbränning. I rapporten analyseras tre scenarier som jämförs med grundscenariot (detaljer i bilaga 3). I de båda första scenarierna ökar återvinningskvoterna till 15 % respektive 22 % år 2020, med en proportionerlig minskning av mängden PVC som går till förbränning och deponering. För förbränning innebär detta en sammanlagd omdirigering av ungefär 1,7 miljoner ton för scenario 1 (huvudsakligen byggavfall) och 3,8 miljoner ton för scenario 2 under perioden 2000 till 2020. I det tredje scenariot är återvinningen oförändrad i förhållande till baslinjescenariot, medan förbränningsandelen uppskattas till 28 % 2020 i stället för 45 % enligt baslinjescenariot genom att byggavfall omdirigeras till deponering. Detta motsvarar omdirigering av ungefär 10,3 miljoner ton under perioden 2000 till 2020.

---

68 [KOM(1998) 558 slutlig].

69 Det genomsnittliga värmevärdet i mjukgjord PVC är ungefär 20 GJ/ton, ungefär 16 GJ/ton för styv PVC och ungefär 10 GJ/ton för kommunalt fast avfall.

70 Bertin Technologies, o.a.a.

71 AEA Technology, Economic evaluation of PVC waste management, rapport för Europeiska kommissioens miljödirektorat, juni 2000. Studien omfattar EUs medlemsstater + 6 kandidatländer. De rapporterade värdena avser medelvärdet mellan scenariot med ”hög” förbränning och det med ”låg”. Dessa scenarier baseras på antagandet att deponering av PVC-avfall kommer att minska avsevärt i vissa länder som Sverige, Österrike, Tyskland och Nederländerna. Skillnaden hänför sig till uppnådd minskningsgrad. De visade värdena avser räntesatsen 4 %.

Vid beräkningen av de ekonomiska kostnaderna för scenarierna 1 och 2 har man tagit hänsyn till att man slipper kostnader för förbränning (inbegripet ”specifika kostnader”[72]) och uppkommen nettokostnad för återvinningsprocessen beroende på omdirigerat avfallsflöde. De specifika kostnaderna för förbränning varierar avsevärt beroende på typ av rökgasreningssystem. Beräkningar i rapporten har utförts för en ”genomsnittlig” systemfördelning med 25 % halvtorra system, 25 % våta system och 50 % halvvåta–våta system. Resultaten visar att utom i fråga om styva byggprodukter (rör, fönster, kabelstegar och andra styva profiler) samt kablar ger en omdirigering av PVC-avfall från förbränning till återvinning en kostnadsökning netto. Kostnaden per ton för omdirigeringen har uppskattats till ungefär 50 euro för scenario 1 och ungefär 190 euro för scenario 2. Scenario 3 ger en nettovinst på ungefär 90 EUR. Besparingarna beror i det senare fallet främst på de lägre kostnaderna för deponering och antagandet att en sortering av byggavfall oftast utförs på platsen på avfallsskaparens bekostnad. Omdirigering av andra avfallsflöden till deponier (till exempel hushållsavfall och kommersiellt avfall) skulle ge mycket högre kostnader.

Den generella miljöpåverkan för de tre scenarierna, inbegripet påverkan på människors hälsa, har bedömts. I den utsträckning det varit möjligt, och därför med viss slagsida mot effekten av luftföroreningarna, har de externa kostnader som är kopplade till varje scenario utvärderats. Beräkningarna för samtliga scenarier visar miljövinster. Utgående från vad som i studien betraktas som den ”bästa” uppskattningen för varje utvärderad miljöbelastning har vinsterna för de tre scenarierna beräknats till ungefär 190, 140 respektive 50 euro per ton omdirigerat avfall för perioden 2000–2020. De väsentligaste bidragen till dessa resultat uppkommer främst från de utsläpp som undviks vid nytillverkning av PVC (i fallet med återvinning av hög kvalitet) och därnäst från de utsläpp som undviks från förbränning (inbegripet indirekta utsläpp kopplade till tillverkning av neutraliserande ämnen).

Av jämförelsen mellan de ekonomiska och miljöinriktade analyserna baserade på de nämnda bästa uppskattningarna framgår att scenario 1 och scenario 3 ger en totalvinst, eftersom kostnaderna per omdirigerat ton är lägre än vinsterna. Motsatsen gäller för scenario 2, där miljövinsterna (trots att de är högre än i scenarierna 1 och 3) överskrids av de beräknade kostnaderna.

Ett antal antaganden har gjorts i dessa beräkningar. Speciellt var det nödvändigt beträffande de ekonomiska aspekterna att basera kostnadselementen på mycket få erfarenheter av befintliga återvinningssystem för PVC-avfall efter konsument, som fortfarande är på ett preliminärt stadium. Dessa osäkerhetsfaktorer är större för scenario 2. Eftersom priset på återvunnet material är nära kopplat till priset på nytillverkad PVC, skulle ökade priser på ny PVC leda till lägre totalkostnader.

Som nämnt är miljöanalysen vinklad mot effekterna av luftföroreningar. Det är dock troligt att de flesta externa utelämnade faktorer (till exempel bortskaffande av återstoder) skulle öka fördelarna med att styra bort PVC från förbränning. Det viktigaste undantaget avser ftalatmjukningsmedel. Deponerad mjukgjord PVC skulle utgöra en reservoar av dessa kemikalier som långsamt skulle kunna lakas ur med

[72] Förbränning av PVC tillsammans med kommunalt fast avfall medför ytterligare driftskostnader för anläggningen för kemikalier för minskning av sura gasutsläpp och för bortskaffning av återstoder, även om dessa delvis motverkas av ökad energiförsäljning på grund av att PVC har högre värmevärde än kommunalt fast avfall.

tiden, medan förbränning har den fördelen att de förstörs. Förbränning gör det också möjligt att återvinna ftalaternas värmevärde. Denna faktor har tagits med i miljöanalysen.

Framtida utveckling och policyinriktningar

I grundscenariot skulle förbränningen av PVC-avfall öka till ungefär 2,5 miljoner ton 2020 jämfört med nuvarande 600 000 ton. Antalet förbränningsanläggningar med våt, halvvåt–våt och halvtorr neutralisering av rökgaser kommer att öka på bekostnad av torra metoder.

Frågor att överväga:

Kommissionen anser, på grundval av ovanstående analys, att förbränning av PVC-avfall ger upphov till ett antal frågor. Ett antal åtgärder skulle kunna övervägas för att hantera dessa frågor. Åtgärderna bör bedömas med tanke på möjliga följder för miljö och ekonomi. Sådana åtgärder är exempelvis:

1. ***Omdirigering av PVC-avfall, tvingande eller inte, så långt som ekonomiskt möjligt, från förbränning till helst återvinning, alternativt deponering. Detta skulle kräva införande av insamlingssystem för att garantera separat insamling av PVC som skall omdirigeras.***
2. ***Liknande omdirigering endast för styv PVC.***
3. ***Täckning av de ytterligare kostnaderna för (fullständig eller delvis) förbränning av PVC till exempel genom att dessa kostnader bakas in i priset för nya PVC-produkter eller direkt ekonomiskt tillskott till operatörer av avfallsförbränningsanläggningar.***
4. ***Uppmuntran till byte av rökgasreningsmetoder för processer som minskar uppkomsten av återstoder eller möjliggör återanvändning av HCl i stället för att neutralisera syran.***
5. ***Ytterligare forskning om det eventuella förhållandet mellan PVC-förbränning och dioxinbildning.***

Fråga 6:

Vilka åtgärder skulle vara effektivast för hantering av de problem som är kopplade till förbränning av PVC-avfall?

4.6. Deponering

Deponering är det vanligaste sättet att hantera PVC-avfall. Exakta data om deponering av PVC-avfall är inte kända, och det föreligger stora skillnader mellan olika uppskattningar upp till deponering av 2,9 miljoner ton PVC-avfall per år. Man kan uppskatta att det redan deponerats åtskilliga tiotals miljoner ton PVC-avfall under de senaste 30 åren.

Medlemsstaterna måste genomföra bestämmelserna i direktiv 1999/31/EG om avfallsdeponering under 2001. I direktivet krävs att deponier skall uppfylla ett antal tekniska normer beträffande skydd för mark och vatten, inbegripet lakvattenuppsamling, bottentätning och deponigaskontroll.

Allt material på deponier utsätts för olika reaktiva tillstånd, som bestäms av parametrarna temperatur, fuktighet, syreförekomst, mikroorganismers aktivitet och samverkan mellan parametrar i olika stadier av deponins åldrandeprocess. Fyra huvudfaser kan urskiljas: kort initial aerob fas, anaerob syrabildande fas (varierande varaktighet, längre än den aeroba fasen), anaerob metanbildande fas (upp till flera århundraden), slutlig aerob fas.

Undersökningar[73] har utförts på prover av såväl styv som mjukgjord PVC, huvudsakligen genom laboratorieexperiment, undersökning av effekterna av en biologisk behandling samt mikrobiologiska tester.

PVC-polymeren anses generellt som motståndskraftig när den är nedgrävd i jord eller lagd på deponi[74]. Man har dock sett påverkan på PVC-polymeren i en tunn förpackningsfolie[75]. Detta är ett isolerat resultat och attacken observerades under aeroba förhållanden och vid 80 °C, och om sådana tillstånd skulle uppkomma på deponier är de övergående.

Förluster av mjukningsmedel, särskilt ftalater, från mjukgjord PVC är väl kända i litteraturen. Resultat från studier av ftalaters nedbrytbarhet under deponiförhållanden visar att nedbrytning av ftalater förekommer, men kanske inte är fullständig beroende på förhållanden och typ av ftalat. Såväl ftalater som nedbrytningsprodukter av dem kan upptäckas i lakvatten från deponier. Dessutom bryts långkedjiga ftalater, som DEHP, endast delvis ner i normala behandlingsanläggningar för lakvatten och avloppsvatten samt ansamlas på suspenderade partiklar. Ftalatförluster skulle också kunna bidra till gasutsläpp från deponier. Vad beträffar andra utsläpp från deponier kan emissioner från förekomsten av PVC fortgå längre än garantin för den tekniska barriären och det finns inget som tyder på att frisättningen av ftalater kommer att avstanna efter någon viss tidsperiod.

Stabilisatorer kapslas in i matrisen i styvt PVC-avfall. Därför förväntas migrationen vara låg och komma att påverka PVC-ytan men inte huvuddelen av materialet. Beträffande stabilisatorer i mjukgjort PVC-avfall visade en studie[76] av PVC-avfalls uppträdande under längre tid under deponiförhållanden en frisättning av blystabilisatorer från en specifik PVC-kabel som innehöll en kombination av flera mjukningsmedel.

PVC-produkter som lagts på deponi kommer med säkerhet att bidra till bildningen av dioxiner och furaner under oavsiktliga bränder, men storleken av bidraget kan för närvarande inte uppskattas på grund av att det av naturliga skäl är svårt att få fram de data som skulle behövas.

För att ytterligare bedöma och kvantifiera miljöpåverkan på grund av deponering av PVC krävs mer forskning för att studera den eventuella nedbrytningen av PVC-polymer, frisättning av stabilisatorer och mjukningsmedel samt miljöbidraget från ftalater till lakvatten och deponigaser.

---

73 Argus i samarbete med universitetet i Rostock, o.a.a.

74 Mersiowski et al. 1999, o.a.a.

75 Argus i samarbete med universitetet i Rostock, o.a.a.

76 Mersiowski et al., o.a.a..

Kostnaderna för deponering av PVC-avfall i medlemsstaterna är desamma som för deponering av kommunalt fast avfall och uppvisar ett brett spektrum av tariffer[77]. Priserna eller tarifferna för deponering påverkas av ett antal faktorer som deponins kvalitet, konkurrensen mellan olika bortskaffningssätt samt arten av det mottagna avfallet. Generellt kan man inte koppla någon påverkan på priser eller tariffer till förekomsten av PVC i kommunalt fast avfall som deponeras eller förvänta sig någon sådan påverkan.

Framtida utveckling och policyinriktningar

I grundscenariot förväntas att den deponerade mängden PVC-avfall kommer att vara konstant och ungefär 2,8 miljon ton 2020.

Frågor att överväga:

Kommissionen anser, på grundval av ovanstående analys, att deponering av mjukgjort PVC-avfall ger upphov till ett antal frågor. Ett antal åtgärder skulle kunna övervägas för att hantera dessa frågor. Åtgärderna bör bedömas med tanke på möjliga följder för miljö och ekonomi. Sådana åtgärder är exempelvis:

1. Bortskaffning av avfall från mjukgjord PVC till kontrollerade deponier med höga emissionsnormer som avsett i deponidirektivet.

2 Ytterligare forskning om urlakning eller utsläpp av tillsatser.

Fråga7:
Krävs det specifika åtgärder för deponering av PVC-avfall? I så fall – vilka?

5. ANDRA HORISONTELLA ASPEKTER PÅ PVC

Analysen i det här dokumentet inriktas på två huvudaspekter: användningen av tillsatser i PVC och hanteringen av PVC-avfall. Dessutom uppkommer mer generella och horisontella aspekter vid en bred diskussion om PVC.

Beträffande typen av instrument för genomförande av en genomgripande gemenskapsstrategi för PVC finns det flera tillgängliga åtgärder, tvingande och frivilliga:

- Frivilliga angreppssätt, som genomförande av befintliga frivilliga åtaganden på nationell nivå och gemenskapsnivå, samt utveckling av nya frivilliga tillvägagångssätt. Som tidigare nämnts har den europeiska PVC-industrin undertecknat ett frivilligt åtagande om hållbar utveckling av PVC. Och medan detta kan ses som ett första steg, återstår fortfarande mycket arbete för att tillförsäkra ett effektivt deltagande från industrin för att uppnå gemenskapens mål inom detta område. Det bör understrykas att kommissionens kansli för närvarande

[77] För närvarande är kostnaderna för deponering av kommunalt fast avfall från 8 euro per ton i Spanien upp till 200 euro per ton i Tyskland. Kostnaderna för deponering av blandat avfall, som osorterat bygg- och rivningsmaterial är vanligen högre än för deponering av inert avfall. Ett genomsnittligt pris av ungefär 50 euro per ton är vanligt.

arbetar på ett förslag till en ramförordning för miljöavtal på gemenskapsnivå, som ska antas av rådet och parlamentet.

- Lagstiftning, som ett förslag till direktiv om PVC, kan framläggas för att hantera alla de frågor som rör hantering av PVC-avfall och andra lagstiftningsåtgärder som berör användningen av tillsatser på grundval av all befintlig vetenskaplig utvärdering, inbegripet resultaten av riskbedömningar. Rekommendationer skulle också kunna antas för att utveckla genomförandet av en gemenskapsstrategi.

- En blandning av instrument skulle kunna föreslås, omfattande frivilliga åtaganden, rekommendationer och bestämmelser inklusive anpassning av befintlig lagstiftning. En sådan kombination av instrument skulle vara i linje med ett synsätt som syftar till att kombinera frivilliga och bindande instrument.

Förutom ett tillvägagångssätt baserat på hantering av PVC-avfall och tillsatser, har frågan om en möjlig ersättningspolitik tagits upp i samband med främjandet av mer hållbara produkter som en del av en samordnad produktpolitik. En sådan ersättningspolitik skulle kunna övervägas för specifika produkter som inte kan särskiljas ur det totala avfallsflödet och därför är svåra att återvinna, som förpackningar, motorfordon samt elektrisk och elektronisk utrustning. En eventuell ersättningspolitik skulle behöva stödjas av en heltäckande och objektiv bedömning av de väsentligaste miljöeffekterna av såväl PVC som av möjliga ersättningar under deras hela livscykler. Det angreppssätt som skisseras i det här dokumentet inriktas på att ta itu med PVC-miljöproblemen i huvudsak genom ställningstaganden om tillsatser och avfallshantering.

Frågor att överväga:

Ett antal frågor som rör miljöpåverkan från PVC har uppkommit, som frågan om ett övervägande angreppssätt och om lämpliga instrument för att hantera dessa frågor. Kommissionen ser ett värde i att utveckla en övervägande strategi för PVC. Det finns ett antal möjliga instrument för att genomdriva ett sådant synsätt. Möjliga följder för miljö och ekonomi, samt förenligheten med gemenskapens internationella åligganden, bör bedömas.

Fråga 8:

Vilka instrument är lämpliga för att utveckla en övervägande strategi för PVC? Bör man tänka sig en PVC-ersättningspolitik för några specifika användningsområden? I så fall –en hurdan?

6. SLUTSATS

Ett antal frågor om PVC:s påverkan på miljön, inbegripet dithörande frågor som rör mänskors hälsa, har tagits upp och belysts i det här dokumentet. De rör till största delen användningen av vissa tillsatser samt hanteringen av PVC-avfall. I ljuset av analysen har ett antal alternativ föreslagits, som skulle kunna tillförsäkra ett effektivare betraktelsesätt på avfallshantering och tillsatser för att minska PVC:s påverkan på människors hälsa och miljön under materialets hela livscykel.

En bred offentlig diskussion om PVC på grundval av dessa alternativ verkar önskvärd. Kommissionen inbjuder härmed alla berörda parter att diskutera och kommentera det här dokumentet. En offentlig hearing kommer att anordnas i oktober 2000.

Kommentarer kan sändas direkt till kommissionen senast den 30 november 2000. Bidragen skall sändas till Ludwig Krämer, chef för avfallshanteringsenheten (GD Miljö) och Reinhard Schulte Braucks, chef för kemikalieenheten (GD Näringsliv), 200 rue de la Loi/Wetstraat 200, B-1049 Bryssel, Belgien. Kommentarer kan också sändas som e-post till följande adress: ENV-PVC@cec.eu.int. De olika språkversionerna av grönboken samt kommentarer till grönboken finns på följande Internet-adress: *http://europa.eu.int/comm/environment/pvc/index.htm*

På grundval av de analyser som utvecklats i det här dokumentet och på resultatet av samrådsprocessen kommer kommission att i början av 2001 lägga fram ett meddelande om en samordnad gemenskapsstrategi om miljöproblem från PVC.

BILAGA 1

Beskrivning av de olika processerna för rökgasrening

Process för rökgasrening	Väsentligaste egenskaper
Torra processen	Neutraliseringsprocessen består av insprutning av fasta neutraliserande ämnen. Det vanligaste är kalk ($Ca(OH)_2$). Andra ämnen kan också användas, särskilt natriumvätekarbonat (bikarbonat, $NaHCO_3$) eller svampformig släckt kalk. En kemisk reaktion omvandlar rökgasens sura komponenter till salter. Återstoderna från neutralisationsprocessen är fasta och består i huvudsak av neutralisationssalter: kalciumklorid (vägsalt, $CaCl_2$), natriumklorid (koksalt, NaCl), sulfater (gips, $CaSO_4$; glaubersalt, Na_2SO_4), överskott av det neutraliserande ämnet och tungmetaller i olika kemiska former. Dessa återstoder klassificeras som farligt avfall. Den torra processen med klassisk kalk kommer knappast att kunna uppfylla det strikta emissionsgränsvärdet 10 mg/Nm^3. De torra processer som använder specifika neutraliserande ämnen som svampformig släckt kalk och bikarbonat kan uppfylla gränsvärdet.
Halvtorra processen	Neutraliseringsprocessen består av insprutning av en lösning eller suspension av det neutraliserande ämnet (kalk) i vatten. Reaktionsprodukterna är fasta återstoder. De består av kalciumklorid, sulfater och tungmetaller samt oreagerat överskott av kalk. Återstoderna klassificeras som farligt avfall
Våta processen	I den här processen används två skrubbrar i följd. I den första (syraskrubber) absorberas huvuddelen av HC1 i vatten. Återstående HCl och SO_x (svaveloxider) absorberas och neutraliseras i den andra skrubbern (neutral skrubber), som normalt matas med sodalösning (natriumhydroxid, NaOH). Det uppkomna avloppsvattnet måste behandlas innan det släpps ut till omgivningen. I vattenbehandlingsenheten fälls tungmetaller ut genom tillsättning av kalk. De utfällda tungmetallerna separeras genom filtrering (och måste deponeras), medan det behandlade salthatliga avloppsvattnet släpps ut. Utflödet från syraskrubbern kan antingen neutraliseras och behandlas tillsammans med utflödet från den neutrala skrubbern eller renas för återanvändning av HCl.
Halvvåta–våta processen	På grund av strängare regler för utsläpp av salthaltigt avloppsvatten inför många avfallsförbränningsanläggningar indunstning för att helt eliminera vätskeutsläpp[78]. Våta processer byggs därför om till halvvåta–våta processer som ger torra, fasta återstoder. Detta är redan fallet för tyska och österrikiska anläggningar. Processen liknar den våta metoden men avloppsvattnet sprejas in i gasen så att vattnet avdunstar. Systemet ger torra återstoder som klassificeras som farligt avfall.

[78] Economic evaluation of the Draft Incineration Directive (Ekonomisk utvärdering av utkastet till förbränningsdirektiv), en rapport framtagen för kommissionen, GD XI, AEA Technology, december 1996.

Det är svårt att göra en detaljerad indelning av de olika typer av förbränningsanläggningar som för närvarande är i drift. Följande statistik[79] avser situationen för tiden 1993–1996 och för anläggningar med tämligen hög kapacitet. För ungefär 15 % av den totala kapaciteten används en torr process för gasbehandling, för 25 % används en halvtorr process, för ungefär 20 % halvvåta–våta processer och för ungefär 40 % våta processer. Fördelningen av behandlingskapacitet är olika i de olika medlemsstaterna. I allmänhet har kapaciteten för torra processer minskat till förmån för andra processer. De strängare utsläppskrav för ugnar som framläggs i direktivet om avfallsförbränning kommer troligen att förstärka denna tendens.

[79] European Energy from Waste Coalition, Energy from Waste Plants: Databook of European Sites, Rapport av Juniper Consultancy Services Ltd, november 1997. Uppgifterna avser anläggningar med en kapacitet av mer än 30 000 t/år.

BILAGA 2

Ytterligare kostnader för PVC-förbränning

Uppgifterna i följande tabell[80] visar spännvidden av ökade kostnader för förbränning av PVC jämfört med kommunalt fast avfall. De lägre värdena avser mjukgjord PVC med 25 % klor, de högre avser styv PVC med 53 % klor. Medelvärdena avser en PVC-blandning med 45 % klor, det vill säga sammansatt av 70 % styv PVC och 30 % mjukgjord PVC.

Medelvärde och spännvidd för ökade kostnader för PVC-förbränning €/ton PVC	Torrt system		Halvtorrt	Vått	Halvvått–vått
	Kalk	Bikarbonat	Kalk	Kalk/NaOH	Kalk/NaOH
Utan stabilisering av återstoder medel- och min/max-värde	**196** **95 – 234**	**274** **144 – 327**	**165** **84 – 206**	**19** **-1 – 29**	**121** **57 – 147**
Med stabilisering av återstoder medel- och min/max-värde	**290** **154 – 347**	**334** **172 – 396**	**244** **127 – 305**	**19** **-1 – 29**	**186** **96 – 226**

[80] Bertin Technologies, o.a.a.

BILAGA 3

Scenarier för hantering av PVC-avfall uppställda för den ekonomiska och miljömässiga analysen [81]

Scenarier för framtida avfallshantering inom gemenskapen och sex av kandidatländerna har utvecklats inför utförandet av de ekonomiska och miljömässiga analyserna. **Scenariot Business as usual (BAU)** baseras på nuvarande slutstationer för PVC i Västeuropa enligt uppgifter från EuPC och nuvarande förbränningsandel för kommunalt fast avfall. Nuvarande förbränningskvot för de väsentligaste PVC-avfallsflödena antas vara proportionell mot den generella kvoten för förbränning av kommunalt fast avfall. För att uppskatta framtida slutstationer har man gjort en åtskillnad mellan medlemsstater som kommer att ålägga sig begränsningen att strikt följa deponidirektivet och medlemsstater som troligen kommer att gå längre än EU-reglerna och avsevärt minska deponeringen av organiskt råavfall (till exempel Österrike, Tyskland, Nederländerna, Sverige) genom att öka förbränningen. Även den första gruppen medlemsstater förväntas öka förbränningskapaciteten under de närmaste två årtiondena, men den slutligen uppnådda kvoten antas bli lägre på grund av den lägre startpunkten och de sämre ekonomiska förehållandena i vissa av dessa länder. Kandidatländerna har tagits med i den första gruppen.

De erhållna förbränningskvoterna har applicerats på kvarvarande kvantiteter efter subtraktion av PVC-avfall som återvinns mekaniskt. Med tanke på nuvarande begränsade utveckling har det i studien inte tagits hänsyn till återvinning av utgångsmaterial. Mekanisk återvinning har antagits utvecklas som förutsett i det grundscenario som utvecklats i studien om mekanisk återvinning[82]. Återvinningen av PVC-avfall efter konsument kommer alltså att öka från ungefär 3 procent i dag till ungefär 9 procent 2020.

Tre alternativa scenarier för omdirigering av PVC från förbränning har sedan utarbetats. De båda första baseras på antagandet att PVC som omdirigeras från förbränning kommer att gå till mekanisk återvinning. I det tredje scenariot skickas omdirigerat avfall till deponering.

Scenario 1: Detta scenario baseras delvis på scenariot ”selektiv förbättring” som föreslagits i studien om mekanisk återvinning. Man antar att återvinning av de flesta konstruktionsmaterial som är lämpliga för återvinning med hög kvalitet uppmuntras, så att den genomsnittliga potential som beräknats i studien om mekanisk återvinning uppnås. PVC i hushållsavfall och kommersiellt avfall är visserligen ett lämpligt material för återvinning med hög kvalitet, liksom mjukgjorda rör och profiler (byggkategorin), men de har uteslutits eftersom det inte fanns någon exaktare kostnadsuppskattning tillgänglig. Det är rimligt att anta att utveckling av återvinningspotential för sådant avfall ligger längre fram i tiden än för övrigt avfall som kostnadsuppskattningar tagits fram för.

Scenario 2: Detta scenario innebär mekanisk återvinning för alla lämpliga typer av avfall (bygg-, hushålls- och kommersiellt, förpackningar, el- och elektronikskrot) med uppnående av full potential 2010 och med denna takt fortsatt till 2020. Alla avfallsflöden återvinns med *maximal* återvinning enligt studien om mekanisk återvinning.

Scenario 3: I detta scenario kvarstår återvinningskvoterna oförändrade i förhållande till grundscenariot. PVC-avfall som omdirigeras från förbränning deponeras därför. Analysen är

---

81 AEA Technology, Economic evaluation of PVC waste management (Ekonomisk utvärdering avhantering av PVC-avfall), rapportutkast framtaget för miljödirektoratet, maj 2000.

82 Prognos, o.a.a.

begränsad till omdirigering av byggavfall för att studera ekonomiska och miljömässiga följder av omdirigering från förbränning till deponering. Utskiljning av PVC från övriga avfallsflöden anses i studien vara mer problematisk ur ekonomisk och teknisk synvinkel.