

Bewertung der Systemkosten für den Einsatz von Kunststoffen unter Einbeziehung der Kosten für Entsorgung

Reinhard Schu, Jens Niestroj, Kirsten Schu

EcoEnergy Gesellschaft für Energie- und Umwelttechnik mbH, Walkenried

Evaluation of system costs for the use of plastics with regard to disposal costs

Abstract

In this paper we evaluate the real costs for the use of plastics regarding costs for disposal. These costs are until now not sufficiently reflected in the consumer prices. This causes massive competitive disadvantages for renewable raw materials, even though these are produced with significantly lower energy consumption and disposal costs. Plastics waste has no recycling potential and should be regarded as waste for disposal.

Inhaltsangabe

Der Beitrag bewertet die realen Systemkosten der Kunststoffproduktion und Entsorgung. Die Entsorgungskosten für Kunststoffe fließen bislang jedoch nur teilweise in die Konsumentenpreise ein, so dass ein erheblicher Wettbewerbsnachteil für nachwachsende Rohstoffe entsteht, obwohl diese erheblich geringere Produktionsenergie verbrauchen und geringere Entsorgungskosten verursachen. Kunststoffabfall ist kein Wertstoff und sollte als Abfall zur Beseitigung betrachtet werden.

Keywords

Kunststoffe, Verwertung, Entsorgung, Systemkosten, Antimon, Plastics, Recycling, Disposal, System costs, Antimony

1 Einleitung

Kunststoffe sind zunehmend Teil unserer Alltagswelt. Jeder, der sich in irgendeiner Form mit Abfall beschäftigt, begegnet ihnen allerdings noch ein zweites Mal - am Ende ihrer Nutzungsdauer als Bestandteil des Abfalls. Anlass für den vorliegenden Beitrag waren mehrere Beobachtungen über Kunststoffe, die wir im Rahmen unserer Tätigkeit machen konnten.

Die Firma EcoEnergy betreibt seit 2005 die Demonstrationsanlage für das SCHUBIO[®]-Verfahren zur nassmechanischen Trennung von Abfällen. Im Verfahren werden biogene, nativ organische Bestandteile von den organischen Bestandteilen aus fossilem Kohlenstoff, den Kunststoffen, getrennt. Die Analyseergebnisse dieser Fraktionen zeigen in allen Versuchen eine Schadstoffabreicherung in den nativ organischen Fraktionen gegenüber einer Schadstoffanreicherung in den kunststoffhaltigen Fraktionen.

Ein zweiter Hinweis aus der Praxis für eine Schadstoffbelastung von Kunststoffen zeigte sich bei einer Analyse der für eine Mitverbrennung bis 25 % der Feuerungswärmeleis-

tung in einem Kohlekraftwerk vorgesehenen Ersatzbrennstoffe. Bei der Aufstellung der Kriterien für die Mitverbrennung wurden neben den Emissionen auch die Qualitäten von REA-Gips und Flugasche berücksichtigt. Im Ergebnis konnten nur Stoffgemische, die kaum Kunststoffe enthielten, die Kriterien einhalten.

Diese Ergebnisse gaben den Anstoß für eine genauere Betrachtung der Systemkosten für den Einsatz von Kunststoffen unter Berücksichtigung der Kosten für die Entsorgung.

2 Herstellung von Kunststoff

Rohstoff für die Kunststoffproduktion ist Rohbenzin (Naphtha). Naphtha entsteht als Nebenprodukt bei der Rohöldestillation.

Noch bis in die 50er Jahre wurde das Rohbenzin direkt als Kraftstoff verwendet. Mit der erhöhten Kompression der Verbrennungsmotoren wurde die Entwicklung klopfesterer Kraftstoffe mit höherer Oktanzahl notwendig. Naphtha wurde so zu einem Nebenprodukt der Kraftstoffherstellung.

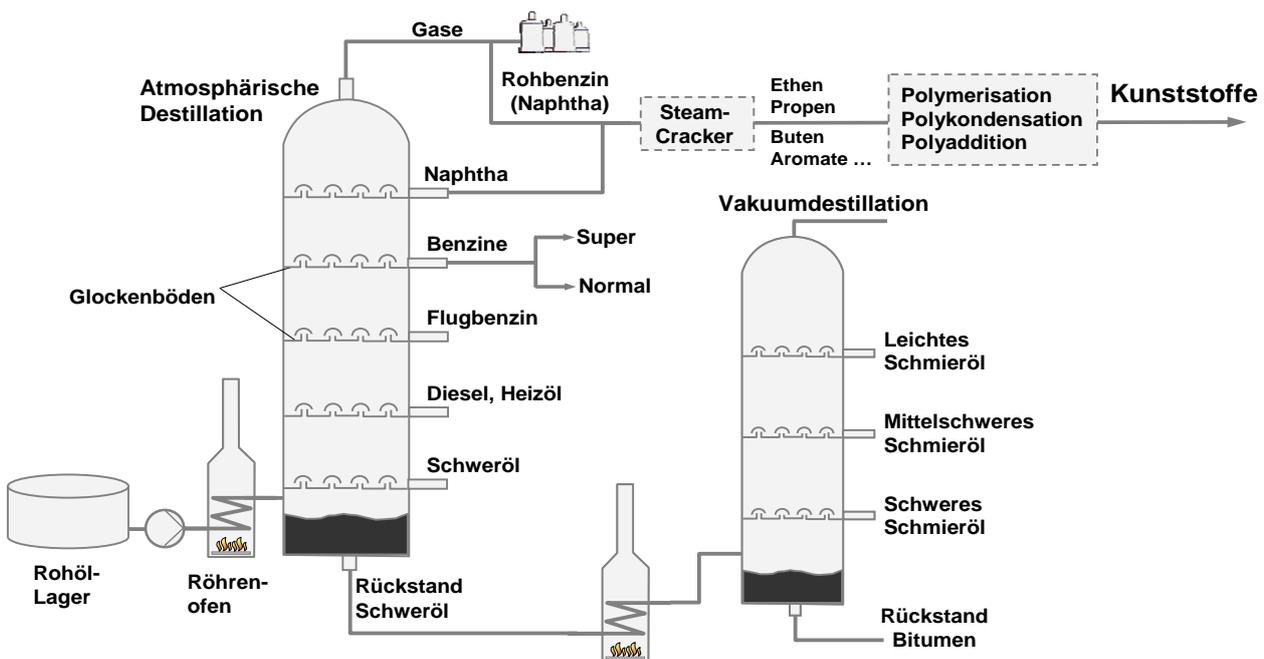


Abbildung 1: Destillation von Rohöl und Produktion von Kunststoff

In modernen Raffinerien fällt etwa 9 % Naphtha bei der Erdölraffination an. Wird jedoch mehr Benzin und Diesel und weniger Schweröl produziert, entstehen ca. 12 % Naphtha. In Deutschland werden ca. 120 Mio. t Rohöl verbraucht und 20 Mio. t Kunststoffe produziert. Zusätzlich benötigtes Naphtha wird aus Rotterdam über eine Produktpipeline nach Deutschland importiert. Aus dem Naphtha werden über einen Steamcracker die Zielprodukte zur Kunststoffherstellung, vor allem Ethen, gewonnen (siehe Abbildung 2).

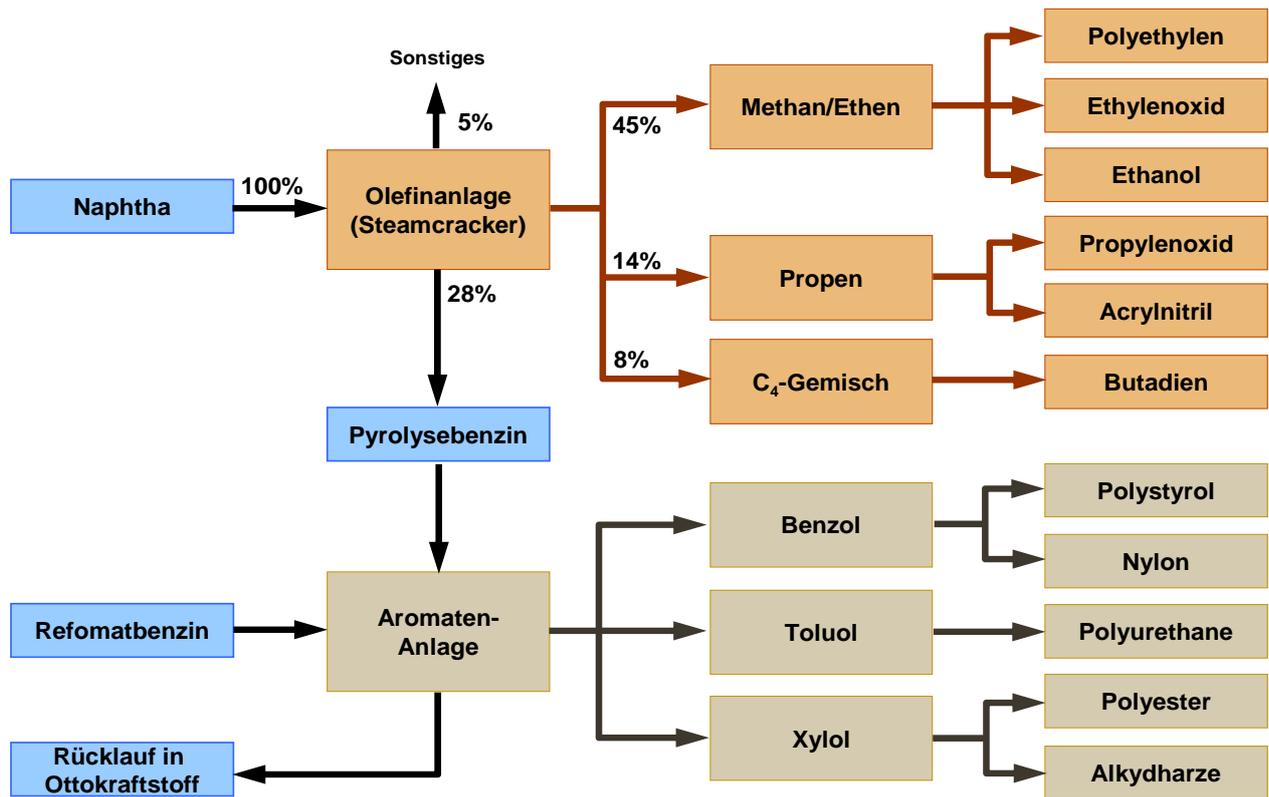


Abbildung 2: Produkte eines Naphtha-Steamcrackers

Die Verteilung der einzelnen Fraktionen ist abhängig von den Eigenschaften des Rohöls. Die Ausgangsstoffe für die Kunststoffproduktion werden also nicht in Abhängigkeit vom Kunststoffbedarf (Consumer-Markt), sondern in Abhängigkeit von der Rohölqualität und den technischen Möglichkeiten der Raffination erzeugt.

Der Betrieb der Raffinerie ist dementsprechend nur möglich, wenn auch das entstehende Naphtha zu Kunststoffen weiterverarbeitet wird. Aktuell, im März 2009, wurde aufgrund mangelnder Nachfrage nach Kunststoffen der Steamcracker der BASF in Ludwigshafen abgestellt. In den USA sind zwar die Lager für Rohöl gefüllt, für Benzin gehen die gelagerten Mengen jedoch zurück, da die Abnahme der Kunststoffe eingebrochen ist. Die Nachfrage nach Kunststoffen ist je nach Sorte zwischen 20 % und 70 % zurückgegangen. Entscheidend für den Betrieb einer Raffinerie ist die Logistik der entstehenden Nebenprodukte, die wie z. B. Naphtha in erheblichem Umfang anfallen. Für das Produkt Benzol zum Beispiel können schon aufgrund der Bestimmungen der Störfallverordnung nicht kurzfristig Lagerkapazitäten geschaffen werden. Mangelnde Nachfrage führt dann zum Abschalten der Raffinerie. Die Produktion von Polystyrol, dessen Rohstoff Benzol ist, kann daher nicht unterbrochen werden. Um die Abnahme zu sichern, werden die Preise für Kunststoffe so angepasst, dass sie billiger sind als die entsprechenden natürlichen Rohstoffe.

Ein weiteres Beispiel ist das in der Abfallwirtschaft viel diskutierte PVC. PVC besteht zu 57 % aus Chlor, zur Produktion wird HCl eingesetzt. In der chemischen Industrie be-

stand früher aus der Kochsalzelektrolyse ein Überschuss an Chlorgas, da NaOH in der Produktion gebraucht wurde. Mit der Produktion von PVC wurden sowohl Chlorgas als auch Naphtha beseitigt, sie bot daher einen Ausweg aus einem Entsorgungsproblem. Aufgrund der angekurbelten Nachfrage und Akzeptanz für PVC hat sich heute diese Situation umgekehrt.

3 Kosten der Rohkunststoffproduktion

In vielen Raffinerien wird Naphtha immer noch abgefackelt. Zur Kunststoffproduktion wird Naphtha über einen Steamcracker in diverse kurzkettige Kohlenwasserstoffe aufgespaltet.

Wegen seiner heterogenen Zusammensetzung ist Naphtha nicht einfach zu verbrennen. Gasturbinen zur energetischen Verwertung von Naphtha müssen über externe Brennkammern verfügen sowie speziell explosionsgeschützt ausgeführt sein. Zudem haben sie geringe Standzeiten und müssen nach 3 bis 5 Jahren erneuert werden. Wegen der leichten Entzündlichkeit stellt der Transport auch zudem eine logistische Herausforderung dar, daher sind Kunststoffproduktion und Raffinerien häufig in räumlicher Nähe installiert.

Tabelle 1: Aktuelle Brennstoffkosten im Vergleich zu Naphtha

Brennstoff	Bezugskosten übliche Einheit	Energieinhalt	energiebezogene Bezugskosten
Naphtha	332,00 €/t	43,50 MJ/kg	27,48 €/MWh
Rohöl	49,60 US\$/bbl	42,80 MJ/kg	22,26 €/MWh
Heizöl S Kraftwerke	167,00 €/t SKE	41,80 MJ/kg	20,50 €/MWh
Heizöl L Industrie	303,00 €/t SKE	41,80 MJ/kg	37,20 €/MWh
Erdgas Industrie	22,33 €/MWh	-	22,33 €/MWh
Erdgas Kraftwerke	21,84 €/MWh	-	21,84 €/MWh
Steinkohle	112,50 €/t	29,32 MJ/kg	13,81 €/MWh
Braunkohlenstaub	112,00 €/t SKE	21,00 MJ/kg	13,75 €/MWh
Altholz	-1,00 €/t	15,00 MJ/kg	-0,24 €/MWh
Holz, trocken, gehäckselt	30,00 €/fm	15,00 MJ/kg	11,08 €/MWh
Stroh, trocken	60,00 €/t	17,00 MJ/kg	14,95 €/MWh
Getreideganzpflanze	90,00 €/t	17,00 MJ/kg	22,42 €/MWh
Getreide	120,00 €/t	17,00 MJ/kg	29,90 €/MWh
Pflanzenöl	500 €/m ³	37,00 MJ/kg	52,88 €/MWh
Biogas aus Maissilage (Bezug: Biogasausbeute)	22,00 €/t	-	23,20 €/MWh

Eine Verarbeitung von Naphtha zu Kunststoffen ist gegenüber der energetischen Nutzung daher lukrativer. Die Preise für Naphtha lagen in den letzten Jahren zwischen 150 €/t und 400 €/t. Die Tabelle 2 zeigt zum Vergleich die Kosten verschiedener Brennstoffe.

Der Brennstoff Naphtha rangiert im Vergleich zu Benzin, Diesel und Heizöl L auf einem niedrigeren Preisniveau. Die Verarbeitung von Naphtha zu den Grundstoffen für die Kunststoffproduktion erfordert nochmals ca. die gleiche Energie wie der Energiegehalt des Naphthas selbst.

Tabelle 2: Produktionsenergie als kumulierter Energieaufwand (KEA) im Vergleich zu Beschaffungs- und Entsorgungskosten von Kunststoffen und anderen Materialien

Material	KEA MJ/kg	Beschaffungskosten		Heizwert MJ/kg
		€/t	€/MWh KEA	
Naphtha (Rohbenzin)	55	332	21,7	43,5
LDPE Folie	91,8	800	31,4	46
HDPE Folie	99,8	800	28,9	46
PP Spritzguss	118,8	850	25,7	44
PVC Folie	66,3	820	44,6	20
PS (high impact)	91,8	860	33,7	46
PET Flasche	101,4	1060	37,6	46
PET Folie	109,2	1020	33,6	46
Stahl	35,8	247	24,8	0
Aluminium	193,3	1450	27,0	0
Weißglas	12,7	140	39,6	0
Wellpappe, Karton	19,8	160	29,1	15
Papier (grafische etc.)	44,8	500	40,2	17
Holzspäne f. Pressplatten	17,0	55	11,6	16
Stammholz, frisch	14,0	150	38,6	10
Stammholz, getrocknet	19,0	220	41,7	15

In Deutschland werden jährlich ca. 20 Mio. t Kunststoffe produziert. Würden diese 20 Mio. t nicht produziert, ergäbe sich bei einer durchschnittlichen Produktionsenergie von 90 MJ/kg Kunststoff eine Gesamtbrennstoffleistung von ca. 62 Gigawatt. Übersetzt in elektrische Grundleistung bei 50 % el. Wirkungsgrad, entspräche dies einem Grundlastkraftwerk mit 30 Gigawatt elektrischer Leistung. Die installierte Leistung aller Kernkraftwerke in Deutschland beträgt heute 21,5 Gigawatt. Die gesamte durchschnittliche Jahresleistung in Deutschland beträgt 80 Gigawatt. Würden diese Kunststoffe in MVA verbrannt, ergäbe dies nur eine Feuerungswärmeleistung mit der Grundlast 29,5 GW und einer elektrischen Leistung bei 24 % el. Wirkungsgrad von 7 GW. Die energetische Verwertung von Kunststoffen kann nur ein Viertel der zur Kunststoffherstellung eingesetzten Energie (KEA) als Stromäquivalent zurückgewinnen.

4 Verdrängung von nachwachsenden Rohstoffen durch Kunststoff

Bei der Raffination von Rohöl fallen die Fraktionen Naphtha, Benzin, Diesel/Heizöl, Schweröl, Bitumen und Petrolkoks in einem gewissen Verhältnis an, zu dem auch der Absatz der Produkte erfolgen muss. Das folgende Beispiel zeigt, wie hier auch die Politik massiv eingreift, um den Absatz zu gewährleisten. Unter anderem wegen der hohen Mineralölsteuern gibt es in Deutschland seit längerer Zeit den Trend von der Ölheizung hin zur Gasheizung, sowohl in Privathaushalten als auch in der Industrie. Dies führte zu einem Überangebot von Diesel auf dem Markt. Über eine entsprechende Steuerpolitik wurde der Diesel verbilligt. Heute ist Deutschland eines der Länder mit dem höchsten anteiligen Dieselabsatz.

Seit den 50er Jahren des vorigen Jahrhunderts werden auf Kunststoffe keine Mineralölsteuern oder andere Abgaben erhoben. Auch Kunststoffe, die zur energetischen Verwertung in Kohle- oder Zementwerken, zur Reduktion in Stahlwerken oder zur Methanolproduktion in der Schwarzen Pumpe eingesetzt werden oder wurden, unterliegen nicht der Mineralölsteuer. Auf alle anderen Mineralölprodukte, die zur Produktion von Energie verwendet werden, wird Mineralölsteuer erhoben.

Der stoffliche Einsatz nachwachsender Rohstoffe, wie zum Beispiel Baumwolle, wird in keiner Weise gefördert. Es bilden sich daher bereits Initiativen von Textilanbietern wie IKEA, Otto, C&A und H&M, um Baumwollbauern in Afrika zu unterstützen, da deren Existenz durch die Konkurrenz billiger synthetischer Textilien, die unter anderem aus PET-Recyclingmaterial hergestellt werden, massiv bedroht ist.

Auch das EEG, das die energetische Nutzung von Frischholz als nachwachsenden Rohstoff zur energetischen Nutzung fördert, trägt dadurch zu steigenden Holzpreisen bei. Eine Förderung von stofflich genutztem Holz erfolgte nicht, so dass auch hier die Kunststoffindustrie gute Möglichkeiten hat, den Werkstoff Holz in vielen Applikationen zu ersetzen. So gibt es zum Beispiel Produkte aus dickwandigem Kunststoff wie Gartenpalisaden, Gartenbänke oder Terrassenbohlen, die Holz ersetzen.

Natürliche Faserdämmstoffe verbrauchen bei gleicher Dämmleistung nur ca. ein Zehntel der Produktionsenergie von kunststoffbasierten Dämmstoffen. Dennoch können sich diese Dämmstoffe preislich nicht gegenüber Dämm-Materialien aus PUR und Polystyrol durchsetzen. Dämmung wird heute unabhängig von der Produktionsenergie des eingesetzten Dämmstoffs staatlich gefördert.

Aufgrund der hohen Produktionsenergie, gekoppelt mit hohen Entsorgungskosten, ist die Dämmung mit Kunststoffen unter ökologischen und volkswirtschaftlichen Gesichtspunkten kritisch zu betrachten. Hier ist die Politik zum Handeln aufgefordert.

5 Entsorgung von Kunststoffabfällen

Der Kunststoffanteil in den Abfällen wird heute meist als Wertstoff angesehen. Dennoch werden heute ca. 50 % der Kunststoffe thermisch beseitigt. Selbst die Verwertung von gemischten Gewerbeabfällen ist zweifelhaft. Die separate Sammlung von Kunststoffen aus Haushaltungen zur Verwertung steht weiter in der allgemeinen Kritik.

5.1 Energetische Verwertung von Kunststoffabfällen

Reine Produktionsabfälle aus Polyethylen und Polypropylen mit geringen Schadstoffgehalten können bei entsprechender Qualitätskontrolle in Kohlekraftwerken und Zementwerken energetisch verwertet werden. Kritische Inhaltstoffe von Kunststoffen allgemein sind Chlor, Brom und vor allem die Schwermetalle Quecksilber, Blei, Cadmium und Antimon. Neben dem Emissionsschutz sind auch die erhöhten Belastungen der Produkte Zement oder der zu verwertenden Reststoffe aus dem Kohlekraftwerk zu beachten.

5.1.1 Cadmiumbelastung

Cadmium ist ein bei der Zinkverhüttung anfallendes Abfallprodukt und wurde früher als Farbpigment in Kunststoffen allgemein und vor allem als Stabilisator in PVC eingesetzt. Nach unserer Betrachtung der Schadstoffverteilung eines Steinkohlekraftwerkes bei einer Mitverbrennungsrate von Abfällen von 25 % der Feuerungswärmeleistung müssen Cadmiumkonzentrationen von $< 0,4$ mg/kg eingehalten werden, um die Grenzwerte der REA-Gips Verwertung einhalten zu können. Biogene Abfälle ohne Kunststoffe können diese Grenzwerte einhalten. Der Grenzwert der Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe e.V. für Cadmium von 4 mg/kg ist auf geringere Mitverbrennungsraten berechnet. Kunststoffhaltige Abfälle können die neuen schärferen Grenzwerte kaum einhalten.

Nach der EU-Richtlinie 76/769/EWG gilt für Kunststoffe ein Grenzwert für Cadmium von 100 mg/kg. Über die Hälfte des Kunststoffbedarfs in Deutschland wird importiert, obwohl wir, bezogen auf die Import-Exportbilanz, insgesamt ein Kunststoffexporteur sind. Eine Überwachung der Cadmiumbelastung der importierten Kunststoffe ist fast unmöglich. Die Cadmiumkonzentration kann bei einigen Kunststoffen bei über 200 mg/kg liegen.

5.1.2 Antimonbelastung

Antimon ist als Korrosionskatalysator bei der energetischen Verwertung bisher unbekannt und wurde bisher auch nicht untersucht. Die Antimonkonzentrationen in Kunststoffen sind um den Faktor 1.000 bis 2.000 höher als in der Kohle. In Naturprodukten ist

Antimon in einer Konzentration von $< 0,01$ mg/kg vorhanden, in PET sind 300 mg/kg und in Polyester 150 mg/kg produktionsbedingt enthalten. Antimonhaltige Flammenschutzmittel werden aufgrund gestiegenen Brandschutzes bei Kunststoffen im Elektroniksektor, Automobilbau und in der Bauindustrie allgemein eingesetzt. In der Rückwand eines Fernsehers wurden Antimongehalte von 4.400 mg/kg gemessen.

Seit 2006 ist die Migration von giftigem Antimon in das Getränk bei PET-Flaschen nachgewiesen worden. Auch warnen Ärzte vor der Verwendung von PET-Textilien, die u. a. aus PET-Recyclat produziert werden, da durch den Schweiß Antimon in die Haut übergehen kann und zu Hautreizungen und Neurodermitis führen kann. In Japan wurde versucht, Antimon bei der PET-Herstellung durch teures Titan und Phosphat zu ersetzen. Aufgrund der Gelbfärbung bei diesem Prozess wurde wieder auf Antimonverbindungen zurückgegriffen. Zurzeit gibt es dafür keinen Lösungsansatz.

Der Antimongrenzwert für die energetische Verwertung von Abfällen in der Zementindustrie beträgt in der Schweiz 5 mg/kg. Die Grenzwerte für „Kunststoffabfälle“ zur energetischen Verwertung in der Zementindustrie wurden auf 300 mg/kg und speziell für PET-Abfälle auf 800 mg/kg heraufgesetzt. In Deutschland wurde aufgrund der erhöhten Antimonkonzentration in den Kunststoffabfällen der Antimongrenzwert auf 50 mg/kg von der Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe e.V., Deutschland, für Abfälle heraufgesetzt. Eine Langzeitbetrachtung bzgl. der Herauslösung von Antimon im Altbeton bei der Verwendung von antimonbelastetem Zement ist bisher nicht erfolgt. Verbindliche Erklärungen bzgl. einer Einschränkung des Antimoneinsatzes in Kunststoffen stehen noch aus. Ein Ersatz für die Funktion von Antimon sowohl als Stabilisator bei PET und Polyester oder Synergist bei bromierten Kunststoffen ist technisch noch nicht gefunden.

5.1.3 Bleibelastung

Blei wird als Stabilisator bei der PVC-Produktion und als Farbstoff verwendet. PVC, das heute in den Abfall gelangt, enthält ca. 2.000 mg/kg Blei, der Grenzwert für die Mitverbrennung liegt bei 70 mg/kg. Laut einer Selbstverpflichtungserklärung der PVC-Hersteller (Vinyl 2010) soll ab 2015 der Bleieinsatz im PVC beschränkt werden.

5.1.4 Quecksilberbelastung

Für die PVC-Herstellung wird Salzsäure verwendet. Noch heute wird zwei Drittel der Salzsäure mit Chloralkali-Elektrolyse mit dem Amalgamverfahren hergestellt. Bei diesem Verfahren ist es unvermeidbar, dass die Salzsäure mit Quecksilber in Kontakt kommt und das Quecksilber in das PVC eingebunden wird. 1973 wurden 58 mg Queck-

silber pro kg Chlor verbraucht. PVC-Produkte haben eine Nutzungsdauer von 2 bis 50 Jahren. Die Grenzwerte für die Mitverbrennung liegen bei 0,6 mg/kg.

5.1.5 Chlorbelastung

Die Chlorfracht im kunststoffbelasteten Abfall stammt mittlerweile zu 60 % bis 95 % aus Kunststoffen. Bekanntestes Beispiel ist Roh-PVC mit 57 % Chloranteil, in den Produkten sind nur zwischen 30 % und 80 % Roh-PVC, teilweise als Verbundwerkstoffe, so dass nur 12 % bis 30 % Chloranteil in den PVC-basierten Kunststoffen enthalten ist. Dies erschwert die Aufreinigung durch automatische Sortiersysteme sehr, zudem ist der Ausschuss weder als PVC verwertbar noch ist die Akzeptanz der MVA-Betreiber gegeben, diese PVC-Gemische mit > 10 % Chloranteilen zu verbrennen. Chlor wird neben PVC auch in vielen anderen Kunststoffen als Flammhemmer eingesetzt.

Die energetische Verwertung von kunststoffbelastetem Abfall in entsprechend ausgelegten Abfallverbrennungsanlagen (EBS-Kraftwerke) mit Kraft-Wärme-Kopplung ist für fast alle Kunststoffabfälle möglich. Grundsätzlich ist jedoch die thermische Behandlung in MVA eine Beseitigung. Die Abgrenzung der Verwertung und Beseitigung in MVA ist durch das KrW-/AbfG festgelegt. Chlor trägt im Zusammenspiel mit den Chloridbildnern Schwermetalle und Alkalien maßgeblich zur Hochtemperaturkorrosion im Kessel bei. Viele EBS-Kraftwerke wurden für einen maximalen Chlorgehalt von ca. 1 % genehmigt. Nicht alle Abgasreinigungstechniken der heute betriebenen MVA oder EBS-Kraftwerke erlauben einen Chlorgehalt > 2,5 %. Neben den durch Kesselkorrosion verursachten Kosten, wie z.B. erhöhter Wartungsaufwand, geringere Verfügbarkeit und Reisezeit der Entsorgungsanlage, werden durch Chlor auch ein erhöhter Betriebsmittelverbrauch zur Chloreinbindung und erhöhte Kosten für die Entsorgung der Reaktionsprodukte aus der Chlorabscheidung verursacht.

Insgesamt entstehen allein durch die Chlorfracht ca. 400 bis 700 €/t PVC Mehrkosten, die Grundkosten der Abfallverbrennung sind noch nicht eingerechnet. Diese Mehrkosten sind in Preisgleitformeln der Ersatzbrennstoffanlagenbetreiber für die Annahme von Ersatzbrennstoffen hinterlegt. Es ist ersichtlich, dass das Vorhandensein von PVC in einem Abfallgemenge zur energetischen Verwertung nicht den Rückschluss zulässt, dass PVC energetisch in diesen Anlagen verwertet werden kann.

5.2 Rohstoffliche Verwertung

Die rohstoffliche Verwertung spielt in Deutschland keine Rolle mehr, nachdem 1999 die Kohleölanlage in Bottrop geschlossen wurde, die Vergasungsanlage zur Methanolsynthese SVZ 2005 den Betrieb eingestellt hat und die Stahlwerke die Annahme von DSD-Kunststoffen 2005 aufgegeben haben. Bei der Stahlproduktion spielt der Antimongehalt

ebenfalls eine wesentliche Rolle. Antimon hat die Tendenz zur Korngrenzensegregation und - in wesentlich stärkerem Maß - zur Oberflächensegregation in Stählen und Eisenbasislegierungen. Dies führt zur Versprödung des Stahls und erhöhter Korrosionsneigung. In kommerziellen Stählen sind ca. 10 mg/kg Antimon enthalten. Wegen der zunehmenden Verwendung von Schrott minderer Qualität aus z. B. Automobilrecycling, Elektronikschrott und Eisenschrott von MVA-Schlacken ist damit zu rechnen, dass der Antimongehalt von Stählen in der Zukunft weiter ansteigen wird. Mit einer Renaissance der Kunststoffverwertung in der Stahlindustrie ist nicht zu rechnen.

5.3 Werkstoffliche Verwertung

Die werkstoffliche Verwertung von kunststoffhaltigen Abfällen wird hier genauer betrachtet. Ein Recycling von Kunststoffen impliziert, dass das gleiche Produkt wieder aus den Regranulaten produziert werden kann. Das ist leider bis heute so nicht möglich. Betrachtet man allein die Verdampfungsrate von Weichmachern bei Kunststoffen unterschiedlichen Alters oder auch die unterschiedliche Additivzugabe je nach Anwendungsbereich des Kunststoffes, wird dieser Zusammenhang deutlich. Post-Consumer Kunststoffe sind daher auch nach einer sortenreinen Trennung nicht recyclingfähig, sondern nur zum Downcycling geeignet.

Auch der Begriff „Bottle-to-Bottle“ beim PET-Flaschenrecycling bedeutet nur, dass ca. 15 % des Recycling-PET dem Roh-PET zur Produktion neuer Flaschen zugemischt werden kann. Die Zumischung von Regranulaten aus Produktionsabfällen zu Neuware ist der heute höchste Grad der werkstofflichen Verwertung. Aus Post-Consumer-Abfällen ist dies mit vertretbarem Aufwand und Zumischraten > 10 % zu Werkstoffen mit gehobenen Qualitätsansprüchen nicht möglich.

Werkstoffliche Verwertung bedeutet in der Regel die Produktion von dickwandigen Produkten, die dann spätestens nach dieser Nutzung endgültig thermisch beseitigt werden müssen. Diese Form der Verschiebung des Zeitpunktes der thermischen Beseitigung steht ökologisch und ökonomisch natürlich über einer Deponierung. Es bestehen heute auch in Deutschland nicht die MVA-Kapazitäten, um alle anfallenden Kunststoffe zu entsorgen. In Deutschland wurden 2007 ca. 15 Mio. t Kunststoffe verbraucht. Normiert auf die mittleren Heizwerte in MVA entspricht dies 60 Mio. t/a MVA-Kapazität. Wir haben aber heute nur < 20 Mio. t/a MVA-Kapazität. Die MVA-Kapazitäten können nicht in dem Maß erweitert werden, wie dies nach den Kunststoffproduktionszahlen der letzten Jahre und der mittleren Nutzungsdauer dieser Kunststoffe erforderlich wäre.

5.4 Gesellschaftsdeponie

Werden schadstoffbelastete Kunststoffe z.B. als Gartenpalisaden, Gartenbänke oder schwere Fahrradständer in der Gesellschaft vor der endgültigen Beseitigung zwischengelagert, bezeichnen wir dies als Gesellschaftsdeponierung. Die Gesellschaftsdeponie sichert den Kunststoffabfall für eine spätere geregelte Entsorgung.

5.5 Thermische Beseitigung in MVA

Der anerkannte Königsweg für die Entsorgung von kunststoffbelasteten Abfällen ist die MVA. Kunststoffe tragen mit 50 % bis 80 % zu den Kosten der MVA bei. Zwar sind die Kunststoffe nur zu 15 % bis 40 % im Abfall enthalten, aufgrund des hohen Heizwertes tragen diese Abfälle aber zu 50 % bis 90 % zur Feuerungswärmeleistung der Abfallverbrennung bei. Die Kosten der Abfallverbrennung sind im Wesentlichen von dem Volumen der angelieferten Abfälle, das die Logistik und die Kosten für Bunkerung und Beschickung der Verbrennung bestimmt, von der Feuerungswärmeleitung und von dem Schadstoffinventar abhängig. Die Massendurchsatzleistung spielt bei den Kosten der Abfallverbrennung eine untergeordnete Rolle. Eine Tonne kunststoffhaltiger Gewerbeabfall mit 16.000 kJ/kg verdrängt zwei Tonnen Hausmüll mit 8.000 kJ/kg. Der Betreiber der MVA hat bei Einsatz dieses kunststoffhaltigen Gewerbeabfalls nur die Hälfte der Einnahmen gegenüber der Hausmüllverbrennung. In Deutschland betragen die mittleren Kosten der Abfallverbrennung in den letzten 3 Jahren ca. 150 €/t bezogen auf einen mittleren Heizwert von 10.000 kJ/kg. Kunststoffe mit ca. 40.000 kJ/kg verdrängen 4 t Abfall mit 10.000 kJ/kg. Kunststoffe müssten theoretisch 600 €/t kosten, wenn diese als Monoabfälle verbrennbar wären, abzüglich der geringeren Kosten für die Schlackeverwertung. Heute gibt es jedoch noch keine MVA, die dauerhaft Heizwerte von 16 MJ/kg zulässt, Ausnahme ist z. B. die zirkulierende Wirbelschicht-Verbrennung (ZWS).

5.6 Deponierung

Kunststoffabfälle aus der Altautoaufbereitung und Restkunststoffe aus deponiertem MBA-Rottematerial werden auch in Deutschland noch offiziell deponiert. Im Ausland, mit Ausnahme weniger Staaten, ist die Kunststoffdeponierung immer noch der Hauptentsorgungsweg.

5.7 Export zur Scheinverwertung

Kunststoffabfälle werden offiziell zum größten Teil im Ausland werkstofflich verwertet. Erstmals wurde 2008 vom Bundeskriminalamt ein Bericht „Abfallwirtschaftskriminalität im Zusammenhang mit der EU-Osterweiterung“ veröffentlicht. Zitat: „Auf dem europäischen Entsorgungsmarkt ist von einem großen Dunkelfeld illegaler Verbringungsprakti-

ken, insbesondere von so genannten „Scheinverwertungen“ auszugehen. Das Umweltgutachten 2002 des Sachverständigenrates kommt zu dem Schluss, dass die Scheinverwertung gängige Praxis ist und bezeichnet die abfallwirtschaftliche Entwicklung als eine Perversion der Abfallwirtschaft. Der Wegfall des Anschluss- und Benutzungszwanges bei Verwertungsmaßnahmen führte ferner zu einer erheblichen Steigerung des überregionalen und grenzüberschreitenden Transportaufkommens ...“.

Kunststoffabfälle stellen nach unserer Ansicht einen gefährlichen Abfall dar. Eine Gefährdung der Umwelt durch Kunststoffabfälle besteht langfristig und ist daher nicht unmittelbar wahrzunehmen. Es geht dabei nicht um eine akute toxische Wirkung, sondern um die Persistenz der Kunststoffe in der Umwelt.

Zwischen Kalifornien und Hawaii wurden 2004 mehrere Mio. Tonnen Kunststoffmüll auf dem Meer treibend entdeckt. Diese Kunststoffe werden nach und nach mechanisch zerkleinert und der Kunststoffanteil im Meeresplankton steigt messbar. Der Abbau und damit die Freisetzung der toxischen Inhaltsstoffe verlaufen über einen geschätzten Zeitraum von mehr als 500 Jahren.

Verschmutzungen von Luft und Wasser können innerhalb weniger Jahre behoben werden. Die Luftbelastung im Ruhrgebiet beispielsweise konnte durch Filteranlagen schnell wieder verringert werden. Die Verschmutzung der Umwelt durch Kunststoffe kann dagegen über 1000 Jahre andauern.

Das vordergründig bedeutendste Problem der Nutzung von Erdöl sind die CO₂-Emissionen. Dieses Problem macht 90% der Ölnutzung aus und ist durch Nutzung nachwachsender Rohstoffe innerhalb von 50 bis 100 Jahren zumindest theoretisch lösbar. Die Kunststoffnutzung macht 10% des Rohölverbrauchs aus. Die Folgen eines nicht verantwortungsvollen Umgangs mit Kunststoffabfällen sind innerhalb der nächsten 1000 Jahre nicht umkehrbar.

6 Fazit

Kunststoffabfall ist kein Wertstoff. Die realen Systemkosten der Kunststoffproduktion und nachhaltigen Entsorgung sind grundsätzlich höher als die Verwendung von Grundstoffen wie Glas, Papier, Holz, Naturfasern, Stein, Metall usw.

Die Systemkosten fossiler Kunststoffe werden sich mit der zunehmenden Knappheit der Ressource Erdöl weiter erhöhen. Der Kunststoffverbrauch wird sinken, damit schränken sich auch die werkstofflichen Recyclingmöglichkeiten weiter ein.

Der Druck zur Scheinverwertung von Kunststoffabfällen kann nur gestoppt werden durch eine schnellstmögliche Entscheidung für einen Anschluss- und Benutzungszwang für kunststoffhaltige Abfälle zur Beseitigung.

7 Literatur

- Achternbosch, M. et al. 2004 Auswirkungen des Einsatzes von Abfällen bei der Zementherstellung auf die Spurenelementgehalte von Zement und Beton. In: NACHRICHTEN - Forschungszentrum Karlsruhe Jahrg. 36 4/2004 S. 213-218
- Association of Cities and Regions for Recycling 2004 Empfehlenswerte Verfahren zum Recycling von Kunststoffabfall - Ein Wegweiser von und für lokale und regionale Behörden. Verlag : Jean-Pierre Hannequart. Download:
<http://www.pvch.ch/docs/PDF/VINYLGGER.pdf>
- Brahms, E.; Eder, G.; Greiner, B. 1988 Papier • Kunststoff • Verpackungen - Eine Mengen- und Schadstoffbetrachtung. Technische Universität Berlin, Berlin.
- Bundeskriminalamt (Hrsg.) 2008 Abfallwirtschaftskriminalität im Zusammenhang mit der EU-Osterweiterung. Wolters Kluwer Deutschland GmbH, Köln, ISBN 978-3-472-07156-3.
- Eder, G. 1992 Wohin mit dem Kunststoffmüll? Werner-Verlag GmbH, Düsseldorf, ISBN 3-8041-14-33-4.
- Westerhoff, P. et al. 2008 Antimony leaching from polyethylene terephthalate (PET) plastic used for bottled drinking water. In: Water Research, 2008 Feb;42(3):551-556

Anschrift der Verfasser(innen):

Dipl.-Ing. Reinhard Schu

Dipl.-Ing. Jens Niestroj

Dipl.-Biol. Kirsten Schu

EcoEnergy Gesellschaft für Energie- und Umwelttechnik mbH

Bei dem Gerichte 9

D-37445 Walkenried

Telefon +49 5525 2096-0

Email Reinhard.Schu@ecoenergy.de

Website: www.ecoenergy.de