

# STOFFLICHE ODER ENERGETISCHE VERWERTUNG - RESSOURCENEFFIZIENTES HANDELN IN DER ABFALLWIRTSCHAFT

*Klaus Fricke Tobias Bahr, Timo Thiel, Oliver Kugelstadt*

## 1 EINLEITUNG

Der strategische Ansatz für eine nachhaltige Nutzung der natürlichen Ressourcen gemäß der Europäischen Kommission sollte zu einer besseren Ressourceneffizienz bzw. Ressourcenproduktivität bei gleichzeitiger Verringerung der negativen ökologischen Folgen der Ressourcennutzung führen (ANONYM, 2005). Diesem Ansatz folgend, sind auch die Maßnahmen der Abfallwirtschaft einer kritischen Prüfung zu unterziehen. Der Beurteilung der stofflichen und der energetischen Verwertung, differenziert nach Abfallfraktionen, ist diesbezüglich ein hohes Maß an Bedeutung beizumessen. Im vorliegenden Beitrag werden exemplarisch für ausgewählte Abfallfraktionen Einstufungen hinsichtlich einer nachhaltigen Ressourcennutzung vorgenommen. Ebenso sollen mittel bis langfristige Auswirkungen der zu erwartenden Veränderungen an den Sekundärrohstoffmärkten auf die Abfallwirtschaft speziell die Verwertung und Behandlung aufgezeigt werden.

## 2 VERWERTUNGSFORMEN

Das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz definiert zwei Formen der Verwertung:

- Die stoffliche Verwertung und
- die energetische Verwertung.

**Stoffliche Verwertung** ist die Substitution von Rohstoffen durch das Gewinnen von Stoffen aus Abfällen (sekundäre Rohstoffe), die Nutzung der stofflichen Eigenschaften der Abfälle für den ursprünglichen Zweck oder für andere Zwecke mit Ausnahme der unmittelbaren Energierückgewinnung. Der Hauptzweck der Maßnahme liegt in der Nutzung des Abfalls und nicht in der Beseitigung des Schadstoffpotenzials (Umweltministerium des Landes Rheinland Pfalz, 2008).

Man subsumiert hierunter die

- werkstoffliche Verwertung;
- rohstoffliche Verwertung;
- biologische Verwertung (Kompostierung, Vergärung mit anschließender Kompostierung);
- Verfüllung von Hohlräumen in Bergwerken (bergbaulicher Versatz).

Eine Rangfolge innerhalb der stofflichen Verwertung wurde vom Gesetzgeber nicht festgesetzt. Sie lässt sich jedoch aus der Forderung nach einer möglichst hochwertigen Verwertung ableiten, die in bestimmten Fällen auch eine Festlegung einer Verwertungsart über entsprechende Rechtsverordnungen (z.B. Verpackungsverordnung) möglich macht.

- Die **werkstofflichen Verwertung** ist eine Nutzung des Stoffes, die nicht mit einer chemischen Veränderung einhergeht. Dies gilt beispielsweise für die Nutzung von Altpapier/Altpappe, die Nutzung von Altglas zur Erzeugung neuer Glasprodukte oder das Umschmelzen von Kunststoffen z. B. Extrusion, Spritzgießen zu Granulaten/Formteilen. Hierbei wird nur soviel Energie aufgewandt, dass sich die Polymerketten relativ zueinander bewegen können, die chemischen Bindungen jedoch weitestgehend erhalten bleiben.
- Die **rohstoffliche Verwertung** bezeichnet die Nutzungsarten bei denen die zu verwertende Stoffe einer chemischen Veränderung (Änderung der Bindungsform) unterzogen werden, die zu stofflichen und/oder energetischen Nutzung geeignet sind, wie z.B. Monomerbausteine zur Repolymerisation oder Syntheseöl/-Gas. Diese Form der Nutzung gewann erst in Verbindung mit der Umsetzung des KrW-/AbfG und insbesondere durch die Anforderungen der Verpackungsverordnung an Bedeutung.
- Die **biologische Verwertung** definiert sich über den Ab- und Umbauprozess organischer Substanz (insbesondere der Fraktionen des getrennt gesammelten Bio- und Grünabfalls) durch Mikroorganismen in Kompost und, bei Einsatz anaerober Verfahren in Biogas. Auch die biologische Verwertung von Verpackungsabfällen mit Erzeugung stabilisierter organischer Rückstände oder von Methan, ist der stofflichen Verwertung zuzuordnen.

Für eine **energetischer Verwertung** von Abfällen muss der Hauptzweck der Maßnahme in der Nutzung des Abfalls und nicht, wie bei der thermischen Behandlung in der Beseitigung des Schadstoffpotenzials liegen. In der Regel werden, im Gegensatz zur **thermischen Behandlung**, bei der energetischen Verwertung Abfallstoffe eingesetzt, die durch vorgeschaltete mechanische Aufbereitungsschritte in höherwertige Brennstoffqualitäten, gekennzeichnet durch höherer Heizwerte und geringerer Schadstoffgehalte, überführt werden. Aufbereitungsart und der Aufbereitungsgrad können dabei erheblich variieren. Weder die Aufbereitung noch das Produkt „Ersatzbrennstoff“ sind gesetzlich definiert. Beiden Verfahren gemeinsam sind die Nutzung des abfallbürtigen Energiegehaltes.

Im vorliegenden Beitrag wird auf Grund der Fragestellung unter der stofflichen Verwertung die werkstoffliche, die rohstoffliche und die biologische Verwertung subsumiert, die thermische Behandlung unter die energetische Verwertung.

### **3 BEURTEILUNG DER ÖKOLOGISCHEN WERTIGKEIT DER VERWERTUNGSOPTION**

#### **3.1 Bewertungskriterien**

Dem strategischen Ansatz der Europäischen Kommission folgend, sollte die nachhaltige Nutzung der natürlichen Ressourcen zu einer besseren Ressourceneffizienz bzw. Ressourcenproduktivität und zu einer Verringerung der negativen ökologischen Folgen der Ressourcennutzung führen (KOM, 2005) und somit vom Wirtschaftswachstum und von der Umweltbelastung entkoppelt werden.

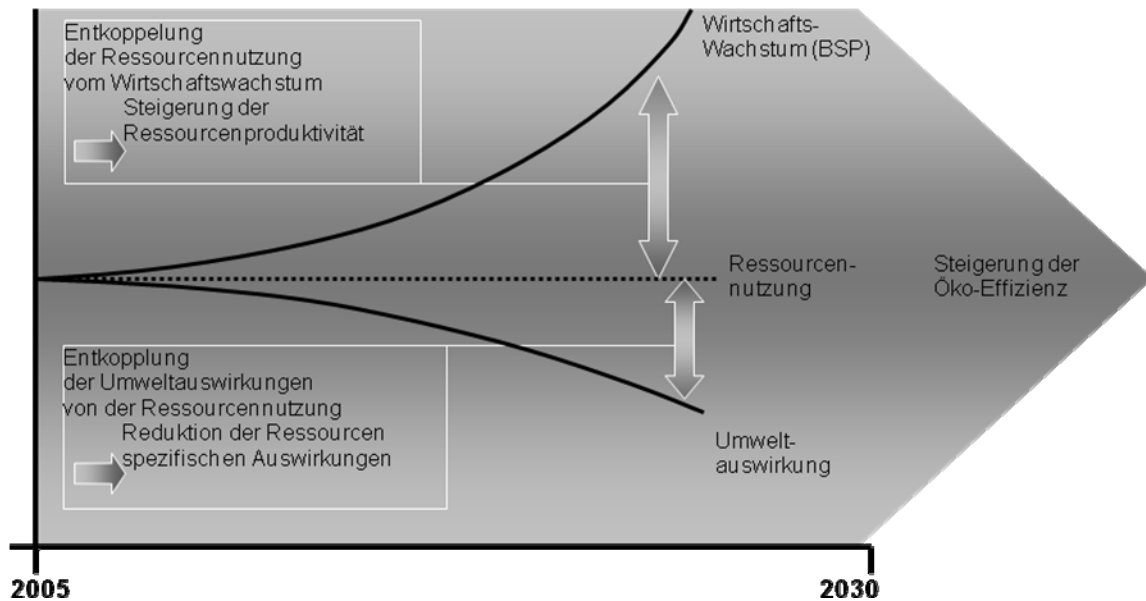


Abbildung 1: EU-Strategie zur nachhaltigen Nutzung natürlicher Ressourcen (Bringezu, 2006)

Die Nachhaltigkeit abfallwirtschaftlicher Strategien ist zu beurteilen über die Themenkomplexe:

- Ressourceneffizienz/Ressourcenproduktivität und
- Umweltbelastung.

Für die Ressourceneffizienz sind nicht nur die unmittelbaren Ressourcenverbräuche und -Erträge der verschiedenen Verwertungsverfahren incl. der erforderlichen Maßnahmen zur Erfassung heranzuziehen. In die Betrachtung einzubeziehen sind unbedingt auch mögliche Ressourceneinsparungen durch Nutzung des werk- und rohstofflichen Recyclings. Von ausschlaggebender Bedeutung ist hierbei der kumulierte Ressourcenaufwand der für die Erzeugung eines Produktes - from the cradle to the grave - zu erbringen ist, differenziert nach der Verwendung von Primär- und Sekundärrohstoffen.

Für die Umweltbelastung sind die Emissionspfade Luft, Wasser, Boden, die Klimawirksamkeit und der Flächenverbrauch zu betrachten. Auch hier sind nicht nur die Verwertungsverfahren selbst heranzuziehen, sondern auch mögliche Emissionen bzw. Emissionsverminderungen, die durch den Einsatz von Sekundärrohstoffen bei der Erzeugung eines Produktes resultieren.

Eine orientierende überschlägige Kenngröße zur Beurteilung der Nachhaltigkeit der Abfallwirtschaft kann – neben dem Vergleich des Abfallaufkommens mit dem Bruttoinlandsprodukt oder einem Pro-Kopf-Verbrauch – ebenso die Relation von wiederverwendeten Stoffen zum gesamten Abfallaufkommen gemessen werden. Je größer diese ausfällt, desto nachhaltiger ist die Abfallwirtschaft einzustufen.

### 3.2 Beurteilung der Nachhaltigkeit verschiedener Verwertungsstrategien bei ausgewählten Abfallfraktionen

Die Beurteilung verschiedener Verwertungsstrategien bezüglich einer nachhaltigen Nutzung natürlicher Ressourcen ist von besonderer Relevanz bei den

Abfallfraktionen Papier, Pappe und Kartonage (PPK) sowie Kunststoffe und Metalle. Insbesondere bei PPK und Kunststoffen wird aktuell die Frage kontrovers diskutiert, ob die stoffliche oder energetische Verwertung die nachhaltigere Lösungsoption darstellt. Die Frage nach der Art der Verwertung stellt sich bei den Metallen vor dem Hintergrund, ob und mit welcher Quantität und Qualität die verschiedenen Metalle aus dem Abfallstrom abgetrennt und der Verwertung zugeführt werden können.

### 3.2.1 Papier/Pappe

Zur Beurteilung der stofflichen und energetischen Verfahren zur Verwertung der Fraktion PPK ist die Ressource Energie mit deren Nutzungsfolgen als Hauptindikator einzustufen. Der kumulierte Energieaufwand für die Herstellung von Frischfaserpapier nördlicher Herkunft (z.B. Norwegen, Finnland) beträgt ca. 39 MJ/kg (IFEU, 2006). Neuesten Angaben der Papierindustrie zu Folge konnten die Energieaufwendungen für die Frischfaserproduktion etwas reduziert werden (mündl. Mittlg. IFEU, 2008). Der kumulierte Energieaufwand für die Fasererzeugung aus Altpapier liegt bei ca. 15 MJ/kg. Bei einer energetischen Verwertung von Abfällen und speziell aufbereiteten Sekundärbrennstoffen in Müllverbrennungsanlagen und speziell errichteten Kraftwerken können Brennstoffnutzungsgrade von ca. 21 % (reine Stromerzeugung) bis zu ca. 76 % (reine Dampferzeugung bzw. –nutzung oder KWK) erreicht werden.

Tabelle 1: KEA (kumulierter Energieaufwand) bei der Produktion von Papier auf Basis von Frisch- und Altpapierfasern sowie Energieeinsparungen bei stofflicher und energetischer Verwertung bei unterschiedlichen Brennstoffnutzungsgraden (BN) - Werteangaben Rahmenbedingungen Deutschland (Fricke et al. 2008)

KEA Frischfasererzeugung	KEA Fasererzeugung aus Altpapier	Energieeinsparung - Fasern aus Altpapier gegenüber Frischfaser	Heizwert Altpapier	Energieeinsparung BN 21%	Energieeinsparung BN 39%	Energieeinsparung BN 76%
39MJ/kg	15MJ/kg	24MJ/kg	13,2MJ/kg	10MJ/kg	5,2MJ/kg	2,8MJ/kg

Das Umweltbundesamt kam in einer Studie aus dem Jahr 2000 zu dem Schluss, dass es sinnvoller ist, Papier zu recyceln anstatt es einer energetischen Verwertung zuzuführen. Die energetische Verwertung mittels Kraft-Wärmekopplung stellt demnach die sinnvollste Entsorgungslösung für Altpapier dar, das für eine weitere Nutzung als Recyclingpapier ungeeignet ist (UBA, 2000). Die Ergebnisse dieser Studie werden durch die Ergebnisse einer neueren Studie des IFEU aus dem Jahr 2006 gestützt. Darin wurden ökologische Aspekte der Verwertung und des Einsatzes von Büropapier in Abhängigkeit vom Faserrohstoff untersucht (Abbildung 2).

Das IFEU kam zu dem Schluss, dass aus energetischer Sicht das Recycling vorteilhaft ist. So werden für die Produktion von Frischfaserpapier aus Zellstoff aus nördlichen Ländern rund 33kg/Mg mehr an Rohöläquivalenten verbraucht als zur Herstellung von Recyclingpapier. Noch schlechter sieht diese Bilanz für

Frischfaserpapier aus südlichen Ländern aus. Der Verbrauch fossiler Energieträger nimmt durch die langen Transportwege deutlich zu, so dass dieses Frischfaserpapier ein energetisches Defizit von 82 kg Rohöläquivalente pro Tonne aufweist (IFEU, 2006). Dem Rohstofftransport kommt demnach eine immanente Bedeutung bei der ökologischen Bewertung der Papierherstellung zu.

In einer ähnlich ausgerichteten Studie, beauftragt vom Umweltministerium Baden Württemberg, durchgeführt von Kranert et al. (2006), werden die Aussagen bezüglich der Ressourceneffizienz oben genannter Untersuchungen bestätigt, wobei die Vorteile der stofflichen Verwertung unter Berücksichtigung der Aufwendungen für Sammlung, Transport und Sortierung/Konfektionierung noch deutlicher ausfallen.

Gekoppelt an die eindeutig bessere Energieeffizienz bzw. Energieproduktivität der stofflichen gegenüber der energetischen Verwertung sind auch die klimatologischen Auswirkungen der stofflichen Verwertung günstiger einzustufen. Bestätigung findet diese Aussage durch die Ergebnisse der Ökobilanzierungen von IFEU (2006) und Kranert et al. (2006).

Zur Berechnung des Klimaeffektes sind die energiebedingten CO<sub>2</sub>-Emissionen von besonderer Relevanz. Werden hauptsächlich regenerative Energieträger zur Erzeugung der Frischfasern eingesetzt, wie z.B. Rinde und Ablagen (Produktionsreststoffe) oder diverse andere Biomassebrennstoffe, fällt der CO<sub>2</sub>-Reduktionseffekt durch die Energieeinsparungen bei der stofflichen Verwertung in den Untersuchungen des IFEU (2006) vergleichsweise gering aus. Gleichzeitig wird für den Energieaufwand des Recyclingprozesses der deutsche Energiemix angesetzt, wodurch der CO<sub>2</sub>-Reduktionseffekt der stofflichen Verwertung zusätzlich vermindert wird.

Unterstellt man aber, dass die bei der Frischfaserproduktion verwendeten regenerativen Energieträger fossile Energieträger in anderen Produktionsbereichen ersetzen könnten, würde der CO<sub>2</sub>-Reduktionseffekt deutlich höher ausfallen. Der gleiche Effekt tritt ein, wenn das für den Produktionsprozess verwendete Holz, bedingt durch den recyclingbedingten geringeren Bedarf an Frischfasern, als regenerativer Energieträger fossile Energieträger ersetzen würde, im Produktionsland selbst oder z.B. in Deutschland, hätte dies zur Folge, dass sich der regenerativen Anteile im Strommix erhöhen würde.

Weitere ökologische Vorteile der stofflichen Verwertung (siehe auch Abbildung 2):

- deutlich verringerter Prozesswasserbedarf von ca. 20 m<sup>3</sup>/Mg Papier im Vergleich zur Frischfaserpapierherstellung mit einem Bedarf von ca. 50 m<sup>3</sup>/Mg Papier;
- Reduzierung der Abwassermenge;
- geringerer Beitrag zur Versauerung durch geringeren Schwefelgehalt in der Ablauge.

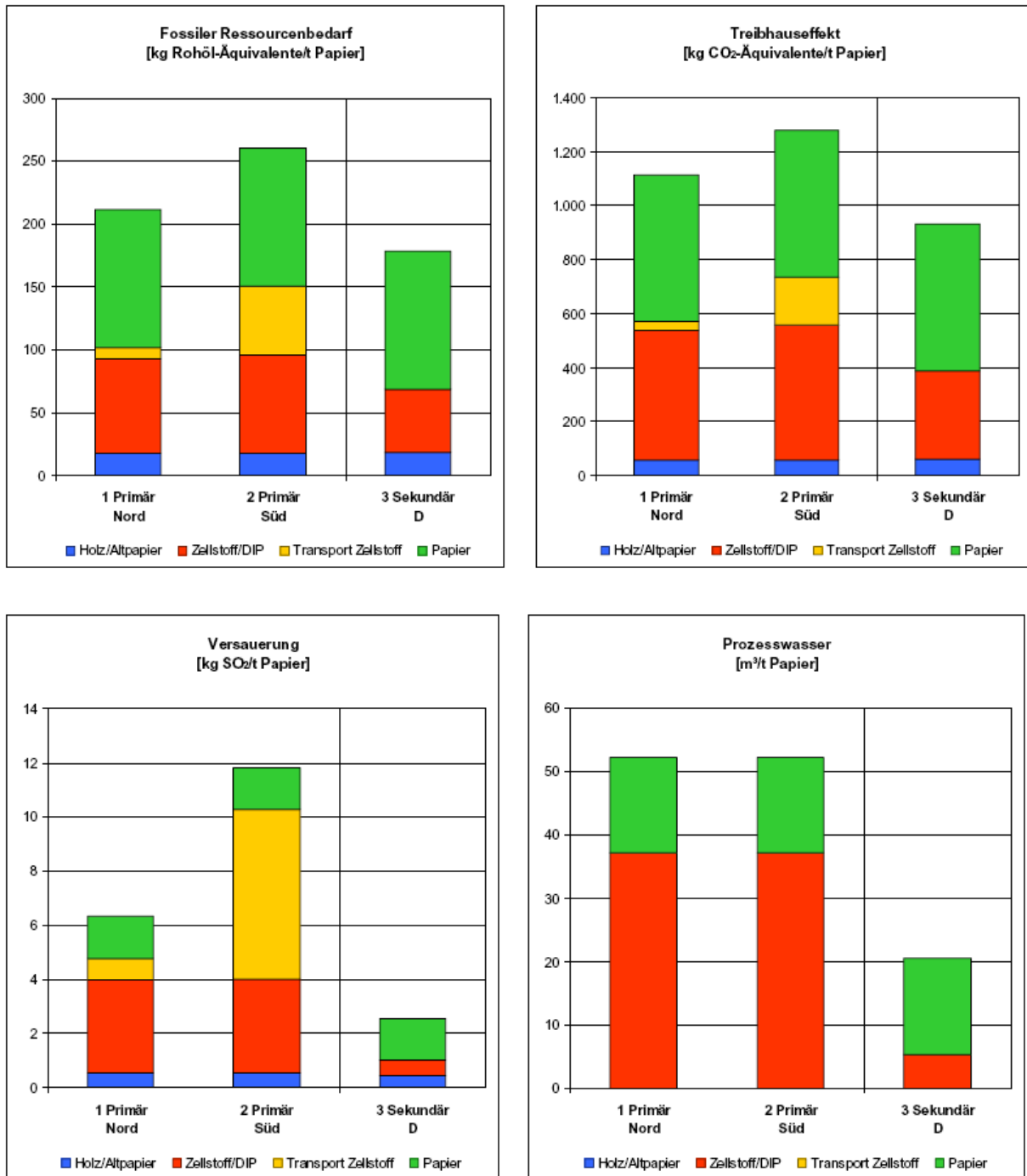


Abbildung 2: Ergebnisse eines ökologischen Vergleichs von Frischfaser- und Recyclingpapier am Beispiel des Indikators fossiler Ressourcenbedarf, Treibhauseffekt, Versauerung und Prozesswasser (IFEU, 2006)

Die aufgezeigten Indikatoren im Segment Ressourceneffizienz weisen für die Ressourcen Energie und Wasser deutliche Vorteile der stofflichen gegenüber der energetischen Verwertung der PPK-Fraktion auf. Auch im Segment Umweltbelastung sind Vorteile zu verzeichnen, speziell bei den Emissionspfaden Luft (Klima) und Wasser.

### 3.2.2 Kunststoffe

Kindler und Nikles (1979) untersuchten den Energieaufwand für die Herstellung und Verarbeitung von Kunststoffen. Trotz des Alters dieser Studien dürften sich die aufgewendeten Energien nur unwesentlich von den heute üblichen Verbräuchen unterscheiden. Kindler und Nikles errechneten z.B. für PVC einen Energieaufwand von 51 MJ/kg. Eine aktuelle Studie von PlasticEurope aus dem Jahr 2008 (PlasticEurope, 2008) setzt einen Wert von 55 MJ/kg an. Für Polypropylen (PP) liegt dieser Wert bei 72 MJ/kg bei Polyamid-6 sogar bei 166 MJ/kg. Pro Tonne erzeugten Kunststoffs werden zwischen dem 1,5 bis 4 fachen an Rohöläquivalenten verbraucht (Kindler und Nikles, 1979). Rohöläquivalente geben an, wie viel Tonnen Rohöl insgesamt zur Herstellung einer Tonne des Produktes benötigt werden ( $1 \text{ Mg}_{\text{oe}} = 42,3 \text{ GJ}$ ). Diese Darstellungsweise darf jedoch nicht zu dem Schluss führen, dass die gesamte Energie tatsächlich in Form von Ölderivaten benötigt wird. Bei der Kunststoff-Erzeugung wird ein Teil des Energiebedarfs durch andere Energieträger gedeckt.

Energieaufwendungen zur Verarbeitung der Polymere (Fertigprodukte) sind in den genannten Werten zur Polymererzeugung noch nicht enthalten. Die für die Verarbeitung von Kunststoffen zu Fertigartikeln benötigte Energie - vorwiegend elektrischer Strom - hängt ab von der Art des Kunststoffs, seinen speziellen Eigenschaften wie z. B. Fließfähigkeit, Art der Verarbeitung (Extrudieren, Spritzgießen, Blasformen) und der im Einzelfall verwendeten Verarbeitungsmaschinen (Größe, Ausstoßleistung) sowie Gewicht und Form des Kunststoffteils und Gestaltung des verwendeten Werkzeugs, wie z. B. Einfach- oder Mehrfachwerkzeug. Energieaufwendungen hierfür liegen nach Kindler und Nikles zwischen 3 und 20 MJ/kg Fertigprodukt.

Die Verbrennungsenthalpie weist für die unterschiedliche Polymere große Spannweiten auf, wie z.B. PE und PP 43 MJ/kg, PVC 18 MJ/kg. Eigene Analysen von Kunststoffabfällen aus Haushaltung, durchgeführt im Rahmen von Restmüllanalysen, ergaben für Folien einen mittleren Heizwert von 23,2 MJ/kg und für Hohlkörper 26,7 MJ/kg. Die vergleichsweise niedrigen Heizwerte resultieren aus Anhaftungen unterschiedlicher Art (Organik, Mineralstoffe, Wasser) sowie Flüssigkeitsresten in Hohlkörpern.

Das Verhältnis der für die Herstellung aufgewendeten Energie verschiedener Polymere zum erzielbaren Energieertrag durch die energetische Verwertung bei unterschiedlichen Brennstoffnutzungsgraden zeigt nachfolgende Tabelle. Die Unterschiede zwischen kumulativem Energieaufwand für die Erzeugung der unterschiedlichen Polymerer und des für die energetische Verwertung nutzbaren Potentials (Verbrennungsenthalpie) zeigen auf, dass die energetische Verwertung im Grundsatz ein begrenztes Potenzial zur Energieeinsparung aufweist.

Ob hieraus ein Vorteil zu Gunsten der stofflichen Verwertung erwächst, ist zunächst davon abhängig, ob die einzelnen Polymere stofflich hochwertig verwertbar sind. Polymere, wie Polyethylen (PE), Polypropylen (PP), Polyethylenterephthalat (PET) und Polyvinylchlorid (PVC), die die überwiegende Menge der Grundstoffe für Kunststoffverpackungen stellen, sind grundsätzlich für eine hochwertige stoffliche Verwertung (werkstofflich/rohstofflich) geeignet. Einfluss nimmt der Energieaufwand für Erfassung und Sortierung/Konfektionierung (Granulat/Pulver) sowie für den Transport zum Verarbeiter. Für die Bereitstellung (Erfassung und Transport) liegen die Energieaufwendungen deutlich unterhalb von 1 MJ/kg (Bueskens mündl. Mittlg;

Kranert et al. 2006, eigene Daten), Je nach Sortiertiefe und Kunststoffprodukt geben ATP und IFEU (2001) Energieaufwendungen von 0,3 bis 3,2 MJ/kg an.

Von ausschlaggebender Bedeutung sind die materialbedingten Energieverluste, im Wesentlichen verursacht durch:

- nicht erfasste Kunststoffe in Sortieranlage und
- qualitativ minderwertige Kunststofffraktionen (Polymerreinheit, Verunreinigungen) im Output der Sortier- und Konfektionierungsanlagen.

Für hocheffiziente Verwertungsformen sind qualitativ minderwertigen Kunststoffe nicht mehr geeignet. Vergleichsweise große Mengen müssen einer weniger effizienten Abfallbehandlung zugeführt werden. Somit muss der Art der Bereitstellung der Ausgangsmaterialien (Abfallgemische) und der Leistungsfähigkeit der Sortier- und Konfektionierungsverfahren eine hohe Bedeutung zur Erschließung des Optimierungspotenzials beigemessen werden.

Tabelle 2: KEA (kumulierter Energieaufwand), bei der Produktion von Polymeren auf Basis von Primär- und Sekundärrohstoffen sowie Energieeinsparungen bei stofflicher und energetischer Verwertung bei unterschiedlichen Brennstoffnutzungsgraden (BN) (Fricke et al. 2008)

KEA Polymererzeugung aus Primärrohstoffen <sup>1)2)</sup>	KEA Polymererzeugung aus Sekundärrohstoffen	Energieeinsparung - Polymere aus Sekundär gegenüber Primärrohstoffen	Heizwert <sup>2)</sup>	Energieeinsparung bei BN 21%	Energieeinsparung bei BN 39%	Energieeinsparung bei BN 76%
LD-PE 68MJ/kg	bis 15MJ/kg	53MJ/kg	43MJ/kg	32,7MJ/kg	16,8MJ/kg	9,0MJ/kg
PVC 51MJ/kg	bis 15MJ/kg	38MJ/kg	18MJ/kg	13,7 MJ/kg	7,0MJ/kg	3,8MJ/kg
Polystyrol 79 MJ/kg		40 MJ/kg		9,4 MJ/kg	5,1MJ/kg	2,6 MJ/kg

<sup>1)</sup> Kindler und Nikles, 1979; <sup>2)</sup> ohne Energieaufwand zur Verarbeitung des Fertigproduktes

Eine vom Umweltbundesamt in Auftrag gegebenen Studie über Grundlagen einer ökologisch und ökonomisch sinnvolle Verwertung von Verkaufsverpackungen kam zu dem Schluss, dass bei einer energetischen Verwertung in MVA mit einem Wirkungsgrad von 70 % lediglich bei kleinteiligen Verpackungen, wie Kunststoffbecher, Kunststofffolien kleiner A4 und Kunststoffverbunde, ein Patt zwischen der energetischen und der stofflichen Verwertung besteht. Bei geringeren Wirkungsgraden überwiegt der ökologische Vorteil der stofflichen Verwertung (HTP und IFEU, 2001). Besonders deutlich wird dieser Vorteil bei Kunststoffflaschen und Kunststofffolien größer A4. Werden die Kunststoffabfälle (Folien größer A4) in einer MVA mit einem Wirkungsgrad von 70 % verbrannt so lassen sich pro Kilogramm 3,6 MJ elektrische und 9,8 MJ thermische Energie gewinnen, wird der gleiche Kunststoffmix stofflich verwertet muss mit einem Energiebedarf von ca. 3,5 MJ/kg



gerechnet werden. Dies ist bei weitem weniger als für die Primärherstellung aufgewendet werden muss (HTP und IFEU, 2001).

Kranert et al. (2006) kommen zu abweichenden Ergebnissen hinsichtlich der Einstufung der beiden Verwertungsformen, obwohl die gleichen Basisdaten verwendet wurden wie in der HTP und IFEU-Studie. Im Hinblick auf den Ressourcenverbrauch ist nach Auffassung der genannten Autoren der energetischen Verwertung der Vorrang vor der stofflichen Verwertung einzuräumen. Nach Rückfrage mit den Autoren bezieht sich die Studie auf die tatsächlichen Rahmenbedingungen in den betrachteten öRE. Je geringer die Getrennterfassung von Kunststoffen ausfällt, umso höher sind zwangsläufig die Mengen, die der energetischen Verwertung (Abfallbehandlung) zugeführt werden. Folglich resultiert hieraus eine günstigere Bewertung der energetischen Verwertung bezüglich der Ressourceneinsparung.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass hochwertige stoffliche Verwertungsverfahren gegenüber energetischen Verwertungsverfahren höhere Energieeinsparungen erzielen. Bei großteiligen Verpackungskunststoffen sind bei der zurzeit verfügbaren Sortier- und Aufbereitungstechnik deutliche Vorteile gegenüber der energetischen Verwertung erzielbar.

### **3.2.3 Metalle**

Die Bedeutung des Metallrecycling für die Ressource Energie wird beispielhaft für Stahl, Aluminium und Kupfer erläutert, den wesentlichen Metallen im Siedlungsabfall. Im Haus- und Geschäftsabfall weist die Fraktion Metalle die höchsten spezifischen Potenziale zur Einsparung von Energie und zur Entlastung der Umwelt auf (HTP und IFEU, 2001; ISI, 2004; Kranert et al. 2006; ISI, 2004; Krone, 2000).

Wesentlichen Einfluss auf die Energie- und Ressourceneinsparung nehmen die erzielten Abscheideleistungen der Fe-Scheider (Magnet) und Ne-Scheider (Wirbelstrom). Für Sortieranlagen werden Abscheideleistungen für Fe-Metalle bis zu 98 %, für Ne-Scheider (Al) bis zu 84,7 % angesetzt (ATP und IFEU, 2001). Die angesetzten Fe-Scheideleistungen sind nach Auffassung der Autoren als außerordentlich hoch einzustufen. Eigene Anlagenbilanzierungen in mechanischen Aufbereitungsstufen von MBA- und SBS-Produktionsanlagen lieferten Werte für die Fe-Scheidung bis maximal 86 % (Fricke et al. 2003).

Grundsätzlich ist die Fe und Ne-Scheidung aus Schlacken der Müllverbrennung Stand der Technik (IFEU, 2007; Thome-Kozmiensky, 1994). Daten in belastbarer Form über die Effizienz der Fe- und Ne-Scheidung aus Schlacken sind kaum verfügbar, dies gilt im besonderen Maße für die Ne-Scheidung. Die mangelnde Datenverfügbarkeit speziell für Ne-Metalle liegt u.a. darin begründet, dass die Schlackenaufbereitung in der Regel nicht am Standort der MVA, sondern beim Schlackeverwerter stattfindet – hier herrscht eine vornehme Zurückhalten in der Auskunftsbereitschaft.

Weißblech- und Aluminiumfolien werden nach Urban (mündl. Aussage 2008) während des Verbrennungsprozesses zerrieben und als Feinkorn mit der Schlacke verbacken. Eine Abtrennung über die Wirbelstrom- und Fe-Scheidung ist, wenn überhaupt, somit nur sehr begrenzt möglich. Nach ATP und IFEU (2001) ist darüber hinaus zu vermuten, dass Anteile der Ne-Metalle – in Abhängigkeit der Foliendicke –

während des Verbrennungsprozesses oxidiert werden. IFEU (2007) nennt einen Wert von 66 % für die Fe-Erfassung aus MVA-Schlacke.

Bei Fe-Metallen schneidet die energetische Verwertung (Fe-Abschöpfung aus der Schlacke) gegenüber der Getrenntsammlung und/oder Sortierung aus dem Rohabfall nur geringfügig ungünstiger ab, unter Voraussetzung einer hohen Fe-Abschöpfung über Fe-Scheider aus der Schlacke. Bei Ne-Metallen fällt dieser Unterschied deutlicher aus. Tendenziell sind bei der Getrenntsammlung und/oder Sortierung aus dem Rohabfall höhere Abschöpfungsraten zu erzielen als bei der Ausschleusung aus der Schlacke. Fe- und Ne-Metalle sollten daher vorzugsweise über Getrenntsammlungssysteme und/oder Sortierung aus unverbrannten Abfallströmen abgeschöpft werden.

Tabelle 3: Vergleich der kumulierten Energieaufwände bei der Erzeugung ausgewählter Metalle aus Primär- und Sekundärrohstoffen (Fricke et al. 2008)

Metall	Energieaufwendungen bei der Stahlerzeugung		Energieeinsparung durch Recycling
	Primärrohstoffen	Sekundärrohstoffen	
Rohstahl <sup>1)</sup>	16,2MJ/kg	6,1MJ/kg (Altautorecycling)	62%
Oxygenstahl <sup>1)</sup>	20,4MJ/kg	6,5MJ/kg (Verpackungen)	68%
Aluminium <sup>1)</sup>	211,8MJ/kg	15,3MJ/kg (Altautorecycling)	93%
		16,4MJ/kg (Verpackungen)	94%
Kupfer	Rohr 32,1MJ/kg <sup>2)</sup> Draht 50,4MJ/kg <sup>2)</sup> Mittlw. 46MJ/kg <sup>2)</sup>	3,4 bis 9,2MJ/kg	80 - 92%

<sup>1)</sup> ISI (2004), <sup>2)</sup> DKI (2005)

## 4 STATUS QUO UND PERSPEKTIVEN FÜR DIE ABFALLWIRTSCHAFT

### 4.1 Papier/Pappe

2007 wurden in Deutschland 23,2 Mio. Mg PPK produziert. Die Menge des eingesetzten Altpapiers lag bei 15,8 Mio. Mg. Dies entspricht einer Einsatzquote von 68 % und einer Rücklaufquoten von 73 % (VDP, 2008). Der Verbrauch von PPK-Verpackungen nach VerpackV betrug 2005 6,7 Mio. Mg. Hiervon wurden 6.1 Mio. Mg über die diversen Abfallerfassungssysteme erfasst, entsprechend einer Verwertungsquote von 91 % (GVM, 2007).

In Deutschland haben sich diverse Sammelsysteme zur getrennten Erfassung von PPK aus Haushaltungen und Kleingewerbe etabliert: Containersammlung, Recyclinghöfe, Direktanlieferung an Entsorgungsanlagen (Bringsystem) und Papiertonnen, Bündelsammlung (Holsystem). Die gesammelten PPK-Mengen pro Einwohner inkl. Verpackungsanteil bewegen sich laut einer Befragung Bayerischer öRE zwischen 63 und 109 kg/E und a. Über die Papiertonne fallen im Mittel jährlich etwa 79 kg/E und über die Bündelsammlung, in der Regel durch Bringsysteme flankiert, 81 kg/E an. Kommunen, die ausschließlich auf ein Bringsystem setzen,

verzeichnen im Mittel 68 kg/E. An der Befragung beteiligten sich vorwiegend ländlich bis ländlich dichte Entsorgungsgebiete (Bauer, 2008). Die Auswertung verschiedener Abfallwirtschaftskonzepte deutscher Großstädte hinsichtlich erfasster spezifischer PPK-Mengen sowie Erfassungsquoten weisen ebenfalls hohe Spannweiten auf. Die erfassten spezifischen jährlichen Papier/Pappemengen liegen zwischen 56 und 102 kg/E, die Erfassungsquoten zwischen 49 und 92,3 %.

Tabelle 4: Verbrauch und Verwertung von Verpackungen Gesamt (in 1.000 Mg)  
(GVM, 2007)

<b>Verpackungsmaterial</b>	<b>1991</b>	<b>1997</b>	<b>2001</b>	<b>2002</b>	<b>2003</b>	<b>2004</b>	<b>2005</b>
<b>Verbrauch Glas</b>	4.636,6	3.750,3	3.343,6	3.266,4	3.130,1	3.073,3	2.878,5
Verwertungsmenge	2.491,5	3.132,3	2.844,5	2.814,3	2.687,4	2.504,1	2.376,7
Verwertungsquote in %	53,7	83,5	85,1	86,2	85,9	81,5	82,6
<b>Metalle</b>							
<b>Verbrauch Aluminium</b>	108,4	87,2	96,5	94,2	92,5	85,9	83,5
Verwertungsmenge	18,0	69,5	72,7	68,9	65,9	62,6	63,6
Verwertungsquote in %	16,6	79,7	75,3	73,1	71,2	72,9	76,2
<b>Verbrauch Weißblech</b>	818,3	712,3	733,8	713,5	576,6	544,0	534,4
Verwertungsmenge	303,9	566,4	555,5	551,1	466,9	444,6	447,9
Verwertungsquote in %	37,1	79,5	75,7	77,2	81,0	81,7	83,8
<b>Sonstiger Stahl -Verbrauch</b>	409,9	321,9	296,5	282,8	280,8	274,2	280,3
Verwertungsmenge		286,6	257,7	246,9	241,6	239,2	247,4
Verwertungsquote in %		89,0	86,9	87,3	86,0	87,2	88,3
<b>Verbrauch Metalle gesamt</b>	1336,6	1121,4	1126,8	1090,5	949,9	904,1	898,2
Verwertungsmenge	321,92	922,5	885,9	866,9	774,4	746,4	758,9
Verwertungsquote in %	24,1	82,3	78,6	79,5	81,5	82,6	84,5
<b>Verbrauch Kunststoffe</b>	1.655,9	1.502,1	1.889,9	2.073,0	2.070,5	2.254,8	2.367,9
Verwertungsmenge	(192,9)	916,2	978,9	1.042,7	1.139,2	1.101,0	1.127,0
Verwertungsquote in %	11,6	61,0	51,8	50,3	55,0	48,8	47,6
<b>Papier, Pappe, Karton</b>							
<b>Verbrauch Papier, Pappe</b>	5.598,2	5.238,1	6.060,9	6.380,1	6.537,7	6.701,8	6.658,1
Verwertungsmenge	3.121,0	4.640,8	5.572,2	5.663,0	5.760,5	6.096,4	6.067,9
Verwertungsquote in %	55,8	88,6	91,9	88,8	88,1	91,0	91,1
<b>Flüssigkeitskarton -Verbrauch</b>	193,0	209,7	213,6	227,2	250,8	245,4	238,2
Verwertungsmenge	0,0	129,2	134,2	144,0	156,0	153,4	148,7
Verwertungsquote in %	0,0	61,6	62,8	63,4	62,2	62,5	62,4
<b>Verbrauch Papier, Pappe, Flüssigkeitskarton gesamt</b>	5.791,2	5.447,8	6.274,5	6.607,3	6.788,5	6.947,2	6.896,3
Verwertungsmenge	3.121,0	4.770,0	5.706,4	5.807,0	5.916,5	6.249,8	6.216,6
Verwertungsquote in %	53,9	87,6	90,9	87,9	87,2	90,0	90,1
<b>Holz, Kork -Verbrauch</b>	2.184,0	1.892,2	2.367,7	2.382,2	2.508,2	2.319,1	2.408,3
Verwertungsmenge		1.600,0	1.500,0	1.500,0	1.550,0	1.570,0	1.670,0
Verwertungsquote in %		84,6%	63,4	63,0	61,8	67,7	69,3
<b>Sonstige Verpackungstoffe</b>	16,0	16,9	15,3	15,3	19,0	18,4	21,3
Verwertungsmenge		0	0	0	7	0	0
Verwertungsquote in %		0	0	0	0	0	0
<b>Gesamtverbrauch</b>	15.620,3	13.730,7	15.017,8	15.434,7	15.466,2	15.516,9	15.470,5
Gesamtverwertung	6.127,3	11.341,0	11.915,7	12.030,9	12.074,5	12.171,3	12.149,2
Gesamtverwertungsquote in %	39,2	82,6	79,3	77,9	78,1	78,4	78,5

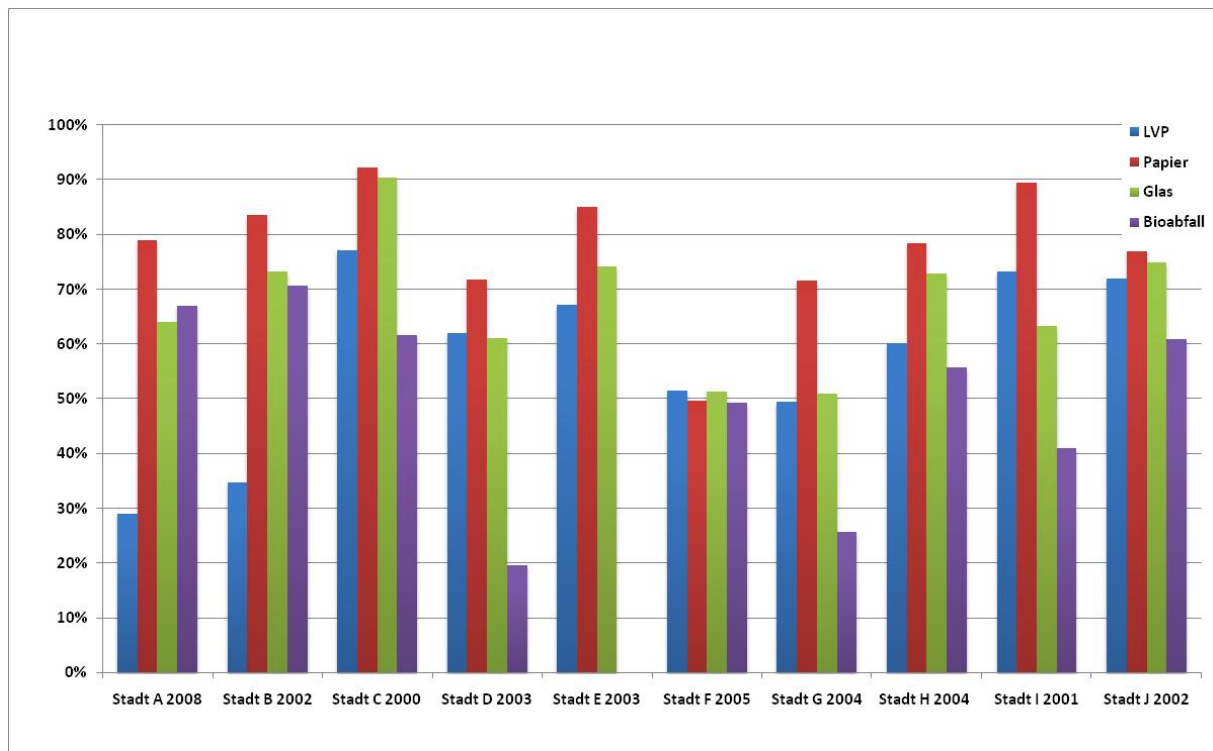


Abbildung 3: Erzielte Erfassungsquoten ausgewählter deutscher Großstädte für die Fraktionen Papier/Pappe, LVP und Glas

Wegen der positiven ökologischen Vorteile für die stoffliche PPK-Verwertung ist zu prüfen, über welches zusätzliche Potenzial an geeigneten PPK der Restmüll verfügt, dass ggf. durch Intensivierung der Getrenntsammlung abgeschöpft werden kann.

Der PPK-Anteil im Restabfall (Haus- und Geschäftsmüll) liegt nach verschiedenen Untersuchungen zwischen 10 und 16 %:

- 10 % (BMU, 2007);
- 11,2 % (Fricke, 2008);
- 13 % (Dehoust und Fritsche, 2007);
- 14,3 % (Scheelhase und Semisch, 2008);
- 15,7 % (Fricke et al. 2003).

Bezogen auf den Restmüll (Haus- und Geschäftsmüll) von 13,9 Mio. Mg/a -Stand 2005 - (Statistisches Bundesamt, 2008) verbleibt bei einem mittleren PPK-Anteil von 13 % (ohne minderwertige PPK wie Hygienepapier) eine Menge von ca. 1,8 Mio. Mg. Durch Intensivierung der Getrenntsammlung könnte ein Teil dieser Mengen aus dem Restmüll abgeschöpft werden. Die bundesweit zu verzeichnenden großen Unterschieden in den Erfassungsmengen und -Quoten deuten darauf hin, dass das System Getrenntsammlung und Verwertung von PPK zumindest in einigen Regionen ein hohes Optimierungspotenzial aufweist. Durch Ausdehnung des Hohlsystems (Papiertonne) und durch Optimierung vorhandener Sammelsysteme kann die Erfassung deutlich gesteigert werden. Eine Abschöpfung von ca. 60 % der noch im Restabfall befindlichen PPK-Mengen wird als realistisch eingeschätzt. Dies entspricht einer Menge von ca. 1.1 Mio. Mg/a. Das Mengenpotenzial aus dem Gewerbe- und Baustellenabfällen sowie dem Sperrmüll sind in dieser Summe noch nicht enthalten. Der Verband deutscher Papierfabriken (VDP) hält eine zusätzliche Aufnahme von

Altpapier/Pappe für Möglich. Zwar ist Papier nicht beliebig oft recycelbar, da sich die Faser Umlauf zu Umlauf verkürzten, doch ist ein 5facher Umlauf ohne größere Qualitätseinbußen realistisch (VDP, 2008).

## 4.2 Kunststoffe

Von den jährlich ca. 16,8 Mio. Mg in Deutschland produzierten Polymerprodukten werden ca. 10,3 Mio. Mg exportiert und 6,3 Mio. Mg/a importiert. Die deutsche Industrie verarbeitet ca. 10,6 Mio. Mg. Der größte Anteil ca. 60 % wird dabei in langlebigen Gütern wie Dämmstoffen und Verkleidungen im Automobil- und Baubereich oder für Konsumgüter der Elektronikbranche eingesetzt. so dass diese Teile erst mit Verzögerung in den Abfallkreislauf einfließen. Verpackungsmaterialien dagegen haben eine kurze Verweilzeit von weniger als einem Jahr. Der Anteil an Verpackungen liegt bei ca. 30 % (Abbildung 4).

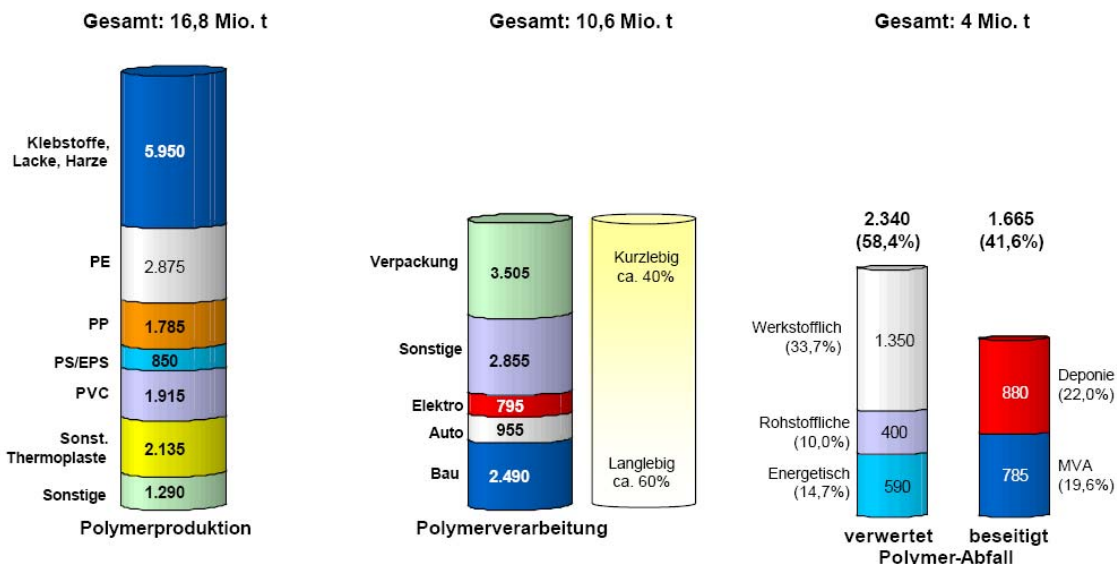


Abbildung 4: Produktionsmengen, Einsatzgebiete und Verwertungswege der Kunststoffe in Deutschland (Consultic,2004)

Der Verbrauch an Kunststoffverpackungen nach VerpackV umfasst im Jahr 2005 ca. 2,4 Mio. Mg, hiervon wurden 1,2 Mio. Mg über die verschiedenen Abfallerfassungssysteme erfasst (Tabelle 4), wie Containersammlung, Recyclinghöfe, Direktanlieferung an Entsorgungsanlagen (Bringsystem) und LVP-Tonnen/Säcke. Dies entspricht einer Verwertungsquote von 47.6 % (GVM, 2007).

Angaben über den Kunststoffanteil im Restabfall (Haus- und Geschäftsmüll weisen mit 6 bis 20 % ein sehr weites Spektrum auf:

- 12 bis 22 % (Fricke, 2008);
- 5,8 % zuzügl. Anteil Verbunde (Scheelhase und Semisch, 2008);
- 6,0 % zuzügl. Anteil Verbundstoffe (Dehoust und Fritsche, 2007);
- 9,8 % (Fricke et al. 2003).

Ansätze zur Erhöhung der Kunststoffabschöpfung aus dem Restmüll:

- Optimierung und Weiterentwicklung der Getrenntsammlungssysteme:
  - Optimierung bestehender System, wie Erhöhung Stellplatzdicht, Verbesserung der Sammelgefäße und der Standortqualität; flankierende Maßnahmen, wie Gebührenanreize, Öffentlichkeitsarbeit;
  - Umnutzung bestehender Systeme, über die Leichtverpackungen, stoffgleiche Nichtverpackungen und eventuell Kleinelektrogeräte erfasst werden;
  - Installation zusätzlicher Systeme;
- Intensivierung und Optimierung der Abfallsortierung:
  - Sortiertechnologien für diverse Mischfraktionen
  - Aufbereitungsstufen vor der mechanischen Abfallbehandlung (MA), der mechanisch-biologischen/physikalischen Abfallbehandlung,
  - Sortiertechnologien als Vorschaltanlagen vor der Abfallverbrennung

Erfassungs- und Sortiersysteme sind aufeinander abzustimmen. Ziel des Gesamtsystems muss es sein, ein Optimum zwischen einer möglichst hohen Abschöpfungsleistungen und einer hohen Wertstoffqualität (Polymer-Sortenreinheit) zu erreichen.

Bezogen auf den Restmüll (Haus- und Geschäftsmüll) von 13,9 Mio. Mg/a (Stand 2005) verbleibt bei einem angenommenen mittleren Anteil von 10 % eine Menge von ca. 1,39 Mio. Mg/a. Siebanalysen zeigen, dass ca. 60 % der Kunststoffe im Restmüll eine Korngröße größer 80 mm aufweisen, eine Partikelgröße mit vergleichsweise guten Sortiereigenschaften. Eine Abschöpfung von ca. 60 % der noch im Restabfall befindlichen Kunststoff-Mengen wird als realistisch eingeschätzt. Dies entspricht einer Menge von ca. 500.400 Mg/a.

### **4.3 Metalle**

#### **Fe-Metalle (Stahl/Weißblech)**

Der weltweite Verbrauch an Fe-Schrott in der Stahl- und Gießereiindustrie bewegt sich zurzeit bei etwa 500 Mio. Mg/a, wobei der Schrottanteil an der Rohstahlerzeugung bei rund 40 % liegt. In Deutschland wurden 2007 nach Angaben des Statistischen Bundesamtes (2007) 48,5 Mio. Mg Rohstahl produziert und 21,7 Mio. Mg Stahlschrott verwertet. Dies entspricht einer Stahlschrotteinsatzquote von rund 45 % (Tabelle 4). Für den Haus und Geschäftsmüll mengenmäßig relevant ist der Verbrauchssektor Verpackungsmaterial (Folien und dünne Bänder, Kapseln und Schraubverschlüsse; Nahrungsmittel- und Getränkedosen, Tuben und Aerosoldosen. Die Lebensdauer dieser Produkte beträgt nach Ball (2002) ca. 1 Jahr.

Der Verbrauch von Weißblech im Segment Verpackungen ist stark rückläufig. Die Menge sank von 714.000 Mg/a im Jahr 2002 auf 534.000 Mg im Jahr 2005. 447.000 Mg wurden im Jahr 2005 verwertet. Dies entspricht einer Quote von rund 84%. Der Verbrauch an sonstigem Stahl liegt bei 280.000 Mg/a (rückläufige Tendenz), bei einer Verwertungsmenge von 247.400 Mg/a, entsprechend einer Verwertungsquote von rund 88 %. Trotz der hohen oben zitierten Verwertungsquoten weist der Restmüll eine große Menge an Metallen auf. Die Angaben liegen im Bereich von 1,9 bis 5,3% bei einem mittleren Wert von 3,5% (Fricke et al. 2002; Dehoust und Fritsche 2007; Scheelhase und Semisch, 2008; Fricke, 2008). Hierbei handelt es sich sowohl um Verpackungen als auch um Nicht-Verpackungen. Eine mengenmäßige Zuordnung ist auf Grund der verfügbaren Datenlage nicht möglich.

Ca. 85 % der Metall-Gesamtfraktion (3%-Punkte) sind den Fe-Metallen, 15 % den Ne-Metallen zuzuordnen. Bezogen auf den Restmüll (Haus- und Geschäftsmüll) von 13,9 Mio. Mg (Stand 2005) verbleibt bei einem mittleren Fe-Anteil von 3 % eine Menge von ca. 417.000 Mg.

Tendenziell sind bei der Getrenntsammlung und/oder Sortierung aus dem Rohabfall höhere Abschöpfraten zu erzielen als bei der Sortierung aus der Schlacke. Fe-Metalle sollten daher vorzugsweise über Getrenntsammlungssysteme und/oder Sortierung aus unverbrannten Abfallströmen abgeschöpft werden wie z.B. im Rahmen der LVP-Sortierung, der mechanischen Vorsortierung vor der Verbrennung und der mechanisch biologischen/physikalischen Restabfallbehandlung. Durch Intensivierung der Getrenntsammlung von Fe-Metallen (s.o.) und gemeinsamer Erfassung von Verpackungen und Nichtverpackungen (stoffgleiche Produkte) kann die Erfassungsquote erhöht werden. Ein weiterer Ansatz zur Steigerung der Abschöpfung liegt in der Erhöhung des Wirkungsgrades der Fe-Scheidung bei den Abfallbehandlungsanlagen MBA/MBS und MVA.

## **Ne-Metalle**

### *Aluminium*

Weltweit ist Aluminium nach Stahl das am häufigsten verwendete Metall. Weltweit wurden im Jahr 2005 31,7 Mio. Mg produziert, in Deutschland 1,8 Mio. Mg (BGR, 2007). Bis zum Jahr 2025 wird mit einem Anstieg der weltweiten Produktionsleistung auf 59 Mio. Mg/a gerechnet. Für den Haus und Geschäftsmüll mengenmäßig relevant ist der Verbrauchssektor Verpackungsmaterial (Folien und dünne Bänder, Kapseln und Schraubverschlüsse; Nahrungsmittel- und Getränkedosen, Tuben und Aerosoldosen). Der Verbrauch von Aluminium in Segment Verpackungen ist, wie auch bei Weißblech stark rückläufig. Die Menge sank von 92.500 Mg/a auf 83.500 Mg. 2005 wurden 63,600 Mg verwertet (Verwertungsquote 76,2 %). Exakte Daten über Aluminiummengen im Restmüll liegen den Autoren nicht vor. Auf Basis von Produktions- und Verbrauchszahlen sowie Abschöpfungsmengen kann eine Abschätzung vorgenommen werden. Der Anteil im Restmüll dürfte unter 0,3 % liegen.

Bei der Getrenntsammlung und/oder Sortierung aus dem Rohabfall sind höhere Abschöpfungsraten als bei der Sortierung aus der Schlacke zu erzielen. Ne-Metalle sollten daher, wie auch Fe-Metalle, vorzugsweise über Getrenntsammlungssysteme und/oder Sortierung aus unverbrannten Abfallströmen abgeschöpft werden (s.o.). Ein entscheidender Ansatz zur Steigerung der Abschöpfung liegt in der Erhöhung des Wirkungsgrades der Ne-Scheidung bei den Abfallbehandlungsanlagen MBA/MBS und MVA.

### *Kupfer*

Nach Eisen und Aluminium wird Kupfer am häufigsten verbraucht. Nach aktuellen Schätzungen betragen die weltweiten Kupferressourcen rund 2,3 Mrd. Tonnen. 1,6 Mrd. werden auf Kontinenten, weitere 700 Mio. Mg im Meeresboden vermutet. Die abbauwürdigen Kupferreserven gibt das Deutsche Kupferinstitut für das Jahr 1998 mit lediglich 340 Mio. Mg an. Der Kupfergehalt von Gesteinen ist unterschiedlich und reicht von 1 mg/kg (Evaporite) bis zu 200 mg/kg (Tonsteine).



Damit es kostengünstig abgebaut werden kann, erfordern abbauwürdige Lagerstätten heute einen Mindestgehalt von ca. 0,5 % (Wittmer, 2006).

Der Abbau von Kupfer hat in der Vergangenheit immer mehr zugenommen und heute einen Höchststand erreicht. Bis heute wurde insgesamt die gleiche Menge Kupfer gefördert, wie an abbauwürdigen Kupferreserven in der Erdkruste vorhanden ist. In den vergangenen dreißig Jahren hat sich die weltweite Nachfrage nach Kupfer mehr als verdoppelt. Im Jahr 2005 wurden weltweit ca. 15,1 Mio. Mg Kupfer produziert und verarbeitet, der Verbrauch in Deutschland lag bei ca. 1,8 Mio. Mg/a (BGR, 2007).

Die Rohstoffreichweite wird von Gerling und Wellmer (2005) mit 32 Jahren angegeben. Die Verringerung der Kupferförderraten ist ab 2008 vorhergesagt.

Kupfer gehört zu den Werkstoffen, die ohne Qualitätseinbuße wiederverwertet werden können. Der Bedarf der Industrie an Kupfer wird zunehmend aus Kupfer aus Recyclingmaterial gedeckt. Derzeit werden weltweit rund 12 bis 13 % des Kupfers aus Kupferschrott erzeugt, in den Industriestaaten sogar bis zu 50 % (Deutschland 35 % - Stand 2005). In Bauwerken, Maschinen, Geräten und verschiedenen Abfällen vorhandenes Kupfer, das zur Wiederverwendung und Rückgewinnung genutzt werden kann, ist die größte und wirtschaftlichste Kupfermine der Welt. In alten Abfalldeponien wird in der Schweiz neuerdings mit modernsten Methoden das Kupfer aufgearbeitet. Diese Deponien weisen einen etwa doppelt so hohen Kupfergehalt auf wie durchschnittliche natürliche Kupferlagerstätten. Insbesondere deponierte MVA-Schlacke weisen hohe Kupfergehalte auf.

Mittel- bis langfristig ist – trotz Wirtschaftskrise - wegen des sehr hohen Energiebedarfs bei der Produktion von Kupfer, in Verbindung mit dessen Verknappung wieder mit steigenden Erlösen für Kupferschrott zu rechnen.

Hinsichtlich der Verbesserung der Abschöpfleistung gelten die gleichen Aussagen, wie sie für Fe-Metalle formuliert wurden.

Bezogen auf die Metallmenge im Restmüll von 486.500 Mg wird eine Abschöpfung von ca. 60 % entsprechen rund 292.000 Mg als realistisch eingeschätzt, ca. 50 % hiervon durch die Getrenntsammlung und 50 % im Rahmen der Abfallbehandlung (s. auch Tabelle 5).

## **5 KONSEQUENZEN FÜR DIE ABFALLWIRTSCHAFT**

Für die Stoffgruppen PPK, Kunststoffe und Metallen zeichnet sich ab, dass durch Intensivierung und Flexibilisierung der Getrenntsammlungssysteme, in Verbindung mit einem intensiveren Einsatzes von Sortiertechnologien die stoffliche Verwertung gesteigert werden kann.

Bleibt das Preisgefüge zwischen Abfallbehandlung und Bioabfallverwertung stabil, wird nach Auffassung der Autoren auch die Bioabfall-Getrenntsammlung intensiviert. Mittel- bis langfristig wird mit steigenden Düngemitteln zu rechnen sein - Stickstoff wegen des hohen Energieaufwandes für dessen Produktion (Haber-Bosch-Verfahren) und Phosphor wegen der auch zukünftig zunehmenden Nachfrage und dessen begrenzten Verfügbarkeit. Trotz dieser Entwicklung wird der Status der selbsttragenden Ressourcenwirtschaft bei derzeitigen Erlösen von 5 bis 10 €/Mg

Kompost bzw. 2.50 bis 5,- €/Mg behandelten Bioabfall vermutlich auf absehbare Zeit nicht zu erreichen sein.

Die Abschöpfungsquote des Bioabfalls durch die Getrenntsammlung aus dem Restmüll liegt zurzeit mit jährlich 4.3 Mio. Mg lediglich bei 47 %. Bei flächendeckendem Anschluss und einer Erhöhung der Erfassungsquote, könnte Abschöpfungsleistungen von 80 % erzielt werden und damit die erfassten Bioabfallmengen jährlich um bis zu 2,5 bis 3 Mio. Mg gesteigert werden (Fricke et al. 2003). Dass dies machbar ist, zeigen die erzielten Abschöpfungsquoten bei Glas und Papier. Auch bei Bioabfall konnten in einigen Kommunen Erfassungsquoten oberhalb von 80 % erzielt werden. Voraussetzung ist die flächendeckende Implementierung des Systems Biotonnen in allen öRE und eine qualifizierte vorbereitende und begleitende Öffentlichkeitsarbeit. Da zurzeit weniger als 10 % der Bioabfälle in Vergärungsanlagen (Biogasproduktion) verarbeitet werden - möglich sind ca. 75 bis 85 % - ist deren Einsatz massiv zu steigern.

Auswirkungen einer möglichen Intensivierung der stofflichen Verwertung auf die Restmüllmengen zeigt Tabelle 5. Treffen die Prognosen zu, ist schon kurzfristig mit einem Rückgang von 1,2 Mio. Mg zu rechnen. Mittelfristig könnte eine Reduktion von 2,5 bis 5,2 Mio. Mg eintreten.

Tabelle 5: Mengen und Abschöpfungspotenzial ausgewählter Wertstoffe im Restmüll (Haus- und Geschäftsmüll) (Fricke et al. 2008)

Abfallart	Wertstoffmengen Restmüll		Abschöpfbare Menge stoffliche Verwertung (Mg)
	(%)	(Mg)	
Haus- und Geschäftsabfall		13.900.000	
PPK	13 %	1.800.000	1.100.000
Kunststoffe	10 %	1.390.000	500.400
Metalle	3,5 %	487.000	292.000 <sup>1)</sup>
Bioabfälle	25 %	3.475.000	2.100.000
Glas	7,5 %	1.043.000	521.000
<b>Summe</b>		<b>8.195.000</b>	<b>4.513.400</b>

1) 50 % über Getrenntsammlung, 50 % über Abfallbehandlung

2) Bei 70% Abschöpfung, bei 80% 3,15 Mio Mg/a

Zukünftig ist mit einer erheblichen Überkapazität thermischer Verwertungs- und Behandlungsanlagen zu rechnen. Gründe hierfür sind der Ausbau der MVA-Kapazitäten und insbesondere der Neubau einer Vielzahl von EBS-Kraftwerken und Kapazitätserweiterungen weit über den Bedarf hinaus. Dies belegen Untersuchungen von Alwast (2007) in denen die Kapazitätsentwicklung der Abfallmengenentwicklung gegenübergestellt wird. Schon für 2010 wird eine Überkapazität von ca. 2 Mio. Mg

und für 2020 von ca. 5,8 Mio. Mg prognostiziert. Die Problematik der zu erwartenden Überkapazitäten würde sich durch Intensivierung der stofflichen Verwertung verschärfen. Die Entstehung derartiger Überkapazitäten in Deutschland kann zu einer Reihe adverser Effekte führen.

Bei ganzheitlicher Betrachtungsweise besteht hinsichtlich der drohenden Überkapazitäten weiterhin die Gefahr, dass aufgrund weiter sinkender Preise zur thermischen Behandlung und energetischen Nutzung die Innovationskraft für eine konsequente Weiterentwicklung einer stofflichen Verwertung und damit geschlossenen Kreislaufwirtschaft „aus dem Markt“ genommen wird. Dies gilt sowohl für technische und industrielle Erzeugnisse als auch für biologische Roh- und Nährstoffe. Diese ist jedoch angesichts der voraussichtlichen Laufzeiten vieler Rohstoffressourcen zwingend notwendig. Dies gilt – wie für den Erdölverbrauch – beispielsweise ebenso für andere Rohstoffe wie Kupfer oder Phosphor.

Werden, wie zu erwarten, zunächst die ökonomisch interessanten Abfallfraktionen wie PPK, Kunststoffe und Metalle abgeschöpft, hätte dies zur Folge, dass sich im Wesentlichen die Menge der heizwertreichen Abfallfraktionen verringert und der Energiegehalt des verbleibenden Restmülls sinkt. Eine Konsequenz die speziell Betreiber von EBS-Kraftwerken treffen würde.

Für MA- und MBA/MBS-Betreiber werden die Aufwendungen für die Verwertung der heizwertreichen Fraktion zwar sinken, allerdings sind auch sie von den sich schon jetzt deutlich sinkenden Preise für MVA- und EBS-Anlagen bei Neuausschreibungen betroffen.

Die zurzeit diskutierten und in der Erprobung befindlichen alternativen Erfassungs- und Aufbereitungsmethoden von Verpackungen bieten MA- und MBA-Technologien durch die vorhandene bau- und verfahrenstechnische Infrastruktur gute Voraussetzungen für die Integration der Sortierung von Verpackungsabfällen und ggf. materialgleichen Nichtverpackungsmaterialien mit der zukünftig erforderlichen Sortiertiefe.

## **6 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK**

Die stoffliche Verwertung weist bei den Stoffgruppen Papier, Pappe und Kartonagen sowie Kunststoffprodukten im Segment Energieeffizienz deutliche Vorteile gegenüber thermischen Verwertungsverfahren auf. Gekoppelt hieran ist in der Regel auch die Klimawirksamkeit als geringer einzustufen. Auch bei der Fraktionen Glas führt die stoffliche Verwertung zu einer Verbesserung der Energieeffizienz und folglich zu einer Reduktion der CO<sub>2</sub>-Emissionen. Auch die Abschöpfung von Metallen aus dem Rohabfall ist gegen über der aus Schlacken aus Sicht der Ressourceneffizienz als höherwertig einzustufen.

Welche Konsequenzen sind aus diesem Sachverhalt zu ziehen? Die stoffliche Verwertung muss für die oben genannten Stoffgruppen intensiviert werden. Für die Stoffgruppen Papier/Pappe, Kunststoffe, Metalle und Glas zeichnet sich ab, dass durch Intensivierung und Flexibilisierung der Getrenntsammlungssysteme, in Verbindung mit einem intensiveren Einsatzes von Sortiertechnologien die stoffliche Verwertung gesteigert werden kann. Der Einsatz geeigneter Sortiertechniken ist ausdrücklich auch auf den Restabfall auszuweiten.

Erfassungs- und Sortiersysteme sind aufeinander abzustimmen. Ziel des Gesamtsystems muss es sein, ein Optimum zwischen einer möglichst hohen Abschöpfungsleistungen und einer hohen Wertstoffqualität zu erreichen.

Erlössteigerungen für Sekundärrohstoffe alleine reichen nicht aus, einen nachhaltigen Umbau der Abfallwirtschaft einzuleiten. Zusätzlich bedarf es einer Bewusstseinsänderung bezüglich der Bedeutung des Ressourcenschutzes. Hiermit wird u.a. sowohl die Basis für noch mehr Engagement in der Getrenntsammlung geschaffen als auch die Anerkennung von Sekundärrohstoffen bzw. Recyclingprodukten verbessert.

Mittel- bis langfristig ist wieder mit weiter steigenden Aufwendungen für Primärrohstoffe zu rechnen. Diese Entwicklung wird auch die Erlössituation für Sekundärrohstoffe erneut beflügeln.

Treffen die Prognosen über die Intensivierung der stofflichen Verwertung zu, ist mit einem Rückgang der Restmüllmengen von 2,5 bis 5,2 Mio. Mg zu rechnen. Die Problematik der zu erwartenden Überkapazitäten durch den Ausbau der MVA- und EBS-Kapazitäten würde sich durch Intensivierung der stofflichen Verwertung weiter verschärfen.

Durch Erweiterung der Kapazitäten für die thermische Abfallbehandlung und Verwertung, wie sie zurzeit zu beobachten ist, wird ein falsches Signal gesetzt und die Chance für eine notwendige Entwicklung zur vermehrten stofflichen Verwertung eingeschränkt. Diese Überkapazitäten werden als Gefahr für eine ressourceneffiziente Abfallwirtschaft eingestuft. Auf Grund weiter sinkender Preise zur thermischen Behandlung und energetischen Verwertung ist zu befürchten, dass kurzfristig kostengünstige gegenüber nachhaltigen Verfahren den Vorzug erhalten. Die vergleichsweise kostenintensive Bioabfallverwertung ist hiervon besonders gefährdet.

Die Entwicklungen im Klimaschutz lassen allerdings hoffen, dass auch das Thema Ressourcenverknappung kurzfristig in seiner existenziellen Bedeutung anerkannt und von allen Gesellschaftsschichten als eine der bedeutendsten Herausforderungen der kommenden Jahre eingestuft wird. Dies sind die Voraussetzungen für nachhaltiges Handeln, um somit nicht auf die vermeidlich billigeren Lösungen zu setzen, sondern der Nachhaltigkeit den Vorzug zu geben, was erfahrungsgemäß letztendlich immer auch die wirtschaftlichere Lösung bietet.

Mit dem Primat auf die Ressourceneffizienz wird der letzte Schritt des Paradigmenwechsels „weg von der Entsorgungswirtschaft, hin zur Ressourcenwirtschaft“ eingeleitet.

## **LITERATUR**

Alwast, H. (2007): Abfallströme in Europa – Chance für eine höhere Ressourcen- und Energieeffizienz, bvse-Jahrestagung Karlsruhe

Anonym (2005) – Kommission der Europäischen Gemeinschaften: Thematische Strategie für eine nachhaltige Nutzung natürlicher Ressourcen. Mitteilung der Kommission an den Rat, das Europäische Parlament, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. KOM (2005) 670

Ball, M. (2002): Energieeffizienz durch verstärkte Kreislaufwirtschaft und bessere Materialnutzung bei Stahl und Aluminium. Diplomarbeit Universität Karlsruhe

Becker, B., H. Knichel, J. Thomas, W. Hauschild (2007): Nachhaltige Abfallwirtschaft in Deutschland, Ausgabe 2007

Bringezu, S.; Ramedsohl, S.; Arnold, K.; Fishedick, M.; Geibler, J. von; Liedtke, C.; Schütz, H.; 2007: Towards a sustainable biomass strategy. Wuppertal Papers, No. 163

BGR (2007): Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Statistisches Bundesamt, Industrial Minerals Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Statistisches Bundesamt, Industrial Minerals Stand: 01/07

BMU (2007): Bundesministerium für Umwelt , Naturschutz und Reaktorsicherheit, Fakten zur nachhaltigen Abfallwirtschaft, Stand 2007 [http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/abfallw\\_fakten.pdf](http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/abfallw_fakten.pdf)

Consultic (2004): Produktions- und Verbrauchsdaten für Kunststoffe in Deutschland unter Einbeziehung der Verwertung 2003“. Studie von Consultic Marketing & Industrierberatung GmbH, Großostheim, 2004 ausgearbeitet für Plastics Europe, Frankfurt

Dehoust, G.; U. Fritsche (2007): Steigerungspotenziale der Beiträge der Abfallwirtschaft zum Klima- und Ressourcenschutz, In: Schriftenreihe des ANS 48, Orbitverlag, Weimar

DKI (2000): Kupfer – Der Nachhaltigkeit verpflichtet, Deutsches Kupferinstitut, Düsseldorf, überarbeitete Auflage

DKI (2005): Life cycle assessment data, Deutsches Kupferinstitut: Life Cycle Centre, Düsseldorf

Dienhart, M. (2003): Ganzheitliche Bilanzierung der Energiebereitstellung für die Aluminiumherstellung; Dissertation, RWTH Aachen

Fricke, K., T. Bahr, T. Thiel, O. Kugelstadt (2008): Ressourceneffizientes Handeln in der Abfallwirtschaft, in: Schriftenreihe des ANS 50, Orbitverlag, Weimar, 9-44

Fricke, K.; M. Niesar; T. Turk (2002): Restabfallmengen und -qualitäten für die mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsverfahren, In: Müll-Handbuch, Kennziffer: 5616, Erich-Schmidt-Verlag, Berlin. 2002

Fricke, K., H. Goedecke, U. Einzmann (2003): Die Getrenntsammlung und Verwertung von Bioabfällen – Bestandsaufnahme 2003. In: Die Zukunft der Getrenntsammlung von Bioabfällen“, Schriftenreihe des ANS 44, Orbitverlag, Weimar

Gerling, P.; F. Wellmer (2005): Wie lange gibt es noch Erdöl und Erdgas? In Chemie unserer Zeit, 2005, 39, S. 236-245, Wiley Verlag

GVM (2007): Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung, Wiesbaden, Mai 2007

IFEU (2004): Ökobilanz zur PET-Einwegflasche in Österreich“ IFEU GmbH, Heidelberg im Auftrag der ARA AG, Wien

IFEU (2006), Ökologischer Vergleich von Büropapieren in Abhängigkeit vom Faserrohstoff, IFEU, Heidelberg, 2006

HTP und IFEU (2002): Grundlagen für eine ökologisch und ökonomisch sinnvolle Verwertung von Verkaufsverpackungen, Endbericht, UFOPLAN 298 33719

IFEU (2009): Beispielhafte Darstellung einer vollständigen, hochwertigen Verwertung in einer MVA unter besonderer Berücksichtigung der Klimarelevanz Förderkennzeichen (UFOPLAN) 205 33 311, Berlin

Kindler, H.; A. Nikles (1979): Energiebedarf bei der Herstellung und Verarbeitung von Kunststoffe 11, Verlag Chemie, GmbH, Weinheim

KOM (1999) Kommission der europäischen Gemeinschaft: Geänderter Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über die Verbrennung von Abfällen. KOM 105

Kranert, M.;K. Fischer; G. Hafner; N. Escalante; M. Espinoza; O. Schiere (2006): Abfallentsorgung mit geringeren Lasten für Haushalte, weitgehender Abfallverwertung und dauerhaft umweltverträgliche Abfallbeseitigung - Konzepte zur langfristigen Umgestaltung der heutigen Hausmüllentsorgung, in: Reihe Abfall 78, Umweltministerium Baden-Württemberg, Stuttgart

Mutz, S.; Meier-Kortwig, J.; Pretz, T. (2001): Recycling activities for aluminium packaging in Germany including the preparation for the remelting process. SFB 525, RWTH Aachen; Light Metals, New Orleans

PlasticsEurope (2008): Environmental Product Declaration of the European Plastic Industry: PVC: Suspension polymerisation, PlasticsEurope, Brüssel, Belgien

Statistisches Bundesamt (2008): Statistisches Bundesamt, Wiesbaden

Thome-Kozmiensky, K.J. (1987): Recycling von Metallen. EF-Verlag, Berlin

Thome-Kozmiensky, K.J. (1994): Thermische Abfallbehandlung, EF-Verlag, Berlin

UBA (2000): Ökobilanz graphischer Papiere“, Umweltbundesamt, Berlin

VDP (2008): Verband Deutsche Papierfabriken, Papier Kompass 2008

Zwahr, H. (2005): MV-Schlacke – mehr als nur ein ungeliebter Baustoff? In Müll und Abfall 3/2005, S. 114-122, ESV-Verlag

Wittmer, D. (2006): Kupfer im regionalen Ressourcenhaushalt, vdf, Hochschulverlag AG an der ETH Zürich