

## **Ökobilanzielle Überprüfung von Anlagenkonzepten zur thermischen Entsorgung von Abfällen – Müllverbrennung, Kraftwerk, Zementwerk**

Horst Fehrenbach

### **Ausgangslage**

Das gesetzliche Verwertungsgebot einerseits wie insbesondere aber auch die erheblichen Verschiebungen der Kostensituationen im Entsorgungsmarkt haben in den vergangenen Jahren zu einer deutlichen Zunahme der einer energetischen oder auch stofflichen Verwertung zugeführten Abfallströme geführt. Eine Verstärkung dieses Trends ist mit Blick auf Juni 2005 zu erwarten, wenn derzeit noch deponierte brennbare Abfälle definitiv nicht mehr ohne Vorbehandlung abgelagert werden dürfen. Es ist daher davon auszugehen, dass die von einzelnen Industriezweigen – z.B. der Zementindustrie – bereits seit langer Zeit gepflegte Abfallmitverbrennung sich auf weitere Zweige, vor allem auch zahlreichere Abfälle ausdehnen wird.

Angesichts dieser Entwicklungen, steigt der Bedarf von Seiten der verantwortlichen Ordnungs- und Genehmigungsbehörden, vor dem Hintergrund einer ordnungsgemäßen und schadlosen, insbesondere ökologisch verträglichen Kreislaufwirtschaft, Randbedingungen für diesen Trend zu formulieren. Diese Randbedingungen müssen sowohl an den Abfallarten selbst wie auch an den Anlagen, die derartige Abfälle verwerten, ansetzen.

Durch die neue 17. BImSchV hat sich die Rechtslage bei der Mitverbrennung verändert. Grenzwerte, insbesondere die für die Schwermetalle, gelten bei Abfalleinsatz nunmehr über den gesamten Abgasstrom, die Mischungsregel kommt kaum mehr zum Tragen.

Ferner haben sich zwischenzeitlich Industriezweige etabliert, die aus Abfallstoffen verschiedener Herkunft, Sekundärbrennstoffe mit weitgehend definierten Eigenschaften und Inhaltsstoffen für den Einsatz in energieintensiven Industrieprozessen konfektionieren. Aufgrund des Drucks auf Qualitätssicherung der abfallbürtigen Brennstoffe hat sich u.a. eine Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe (BGS) etabliert. Parallel dazu hat das MUNLV einen „Leitfaden zur energetischen Verwertung von Abfällen in Zement, Kalk- und Kraftwerken in Nordrhein-Westfalen“ herausgegeben [1]. Die BGS sowie zahlreiche weitere Akteure, Vertreter von Genehmigungsbehörden und Wissenschaft waren an diesem Prozess beteiligt. Dabei wurden Anforderungen an Abfälle definiert, die bei Erfüllung einer Zulassung derer Mitverbrennung erleichtern sollen. Weiter zu nennen sind auch Aktivitäten aus dem Kreis der Entsorger, die auch auf europäischer Ebene Standards für die technische Ausgestaltung der Ersatzbrennstoffherstellung setzen wollen.

All diese Arbeiten haben zum Ziel, die Schadlosigkeit der Mitverbrennung von Abfällen in Industrieanlagen zu sichern. Sie ermöglichen es jedoch nicht, die beschrittenen oder sich bietenden Verwertungs- und Beseitigungsalternativen im Gesamtzusammenhang und vergleichend zu bewerten. Eine Beurteilung der relativen Schadlosigkeit, wie es die Anforderungen des § 5 Abs. 5 KrW-/AbfG einfordert, ist auf dieser Basis allerdings nicht möglich. Letztendlich kann nur eine umfassende ökologische Beurteilung die Legitimation eines fortschreitenden Weges in die Verwertung erbringen – oder verneinen.

### **Ziel der Untersuchung**

An dieser Ausgangslage setzt das vom MUNLV initiierte Untersuchungsvorhaben „Ökobilanzierender Vergleich verschiedener thermischer Entsorgungsverfahren für brennbare Abfälle“ an, wodurch eine möglichst breite Entscheidungsgrundlage für die ökologische Bewertung von abfallwirtschaftlichen Maßnahmen im Bereich der Mono- und Mitverbrennung hergestellt werden soll. Als geeignetes Instrumentarium ist dabei die Ökobilanz-Methode als weitgehend standardisiertes Instrument zur Analyse und Bewertung von Systemen anzusehen.

Konkret sind mit dem Untersuchungsvorhabens folgende Ziele verbunden:

- ➔ Die spezifischen umweltseitigen Vor- und Nachteile der einzelnen thermischen Verfahren sollen in Bezug auf eine Auswahl von Abfällen transparent gemacht werden.
- ➔ Das Ergebnis soll die Frage klären, ob die Mitverbrennung in Kraft- und Zementwerk als ökologisch gleichwertig mit einer Behandlung in einer MVA anzusehen ist.
- ➔ Dabei sollen sowohl die Bandbreite der aktuell realisierten Technik abgebildet, als auch technische Optimierungspotenziale bewertet werden.
- ➔ Die wichtigsten Stellgrößen, die Einfluss auf das Ergebnis haben, sollen identifiziert und die ökologische Relevanz der jeweiligen Vor- und Nachteile soll analysiert werden.
- ➔ Schließlich sollen vorhandene Kenntnis- und Datenlücken identifiziert und nach Möglichkeit geschlossen werden.

Das Vorhaben ist noch nicht abgeschlossen, abschließende Ergebnisse werden voraussichtlich Sommer 2005 vorliegen. In diesem Beitrag werden die methodischen Zusammenhänge und Ergebnistrends vorgestellt, die ohne Anspruch auf letztendliche Belastbarkeit im Einzelnen noch zu überprüfen sind.

### **Rahmen der Untersuchung**

Mit Blick auf die beschriebene Aufgabenstellung und Zielsetzung des Projektes stehen Abfallarten im Vordergrund, die

- aufgrund ihres Heizwerts für eine Verbrennung grundsätzlich geeignet sind,
- aufgrund ihres Schadstoffpotenzials nicht von vorneherein als unbedenklich für jegliche Art der Verbrennung anzusehen sind,

- derzeit überwiegend deponiert werden und daher spätestens ab Juni 2005 in thermische Entsorgungsverfahren drängen müssen.

Hiernach kommen solche Abfallarten in Frage, die unter dem AVV-Schlüssel 20 03 01 firmieren, sich als „hausmüllähnlich“ bezeichnen lassen, wie z.B. die Restabfälle aus Haushalten selbst oder auch gemischte Gewerbeabfälle und aus denen mittels Aufbereitung Sekundärbrennstoffe (AVV-Schlüssel 19 12 10) erzeugt werden. Außerdem sind einzelne spezielle industrielle Abfälle wie z.B. Shredderleichtfraktionen (AVV-Nr. 19 10 03/04) von Interesse, für die die oberen drei Kriterien ebenso zutreffen.

Insgesamt werden daher folgende Abfallarten:

1. Restabfall aus Haushalten (umfassende Charakterisierung und Berücksichtigung von Bandbreiten),
  2. gemischte hausmüllähnliche Gewerbeabfälle (Auswahl exemplarischer Einzelfälle),
  3. Sortierreste aus der LVP-Sortierung des DSD,
  4. Sortierreste aus der Sortierung von Baustellenabfällen (so sich die Abfallart aus der Gruppe der gemischten Gewerbeabfälle als stofflich abgrenzbar darstellen lässt),
  5. Shredder-Leichtfraktion
- betrachtet.

### **Abfallcharakterisierung**

Für die **Restabfälle aus Haushalten** ist anhand einer umfangreichen Anzahl an Analysen eine Charakterisierung für einen „NRW-typischen mittleren Fall“ abgeleitet worden. Sie erfolgte auf der Basis von Analysen zu Unterfraktionen des Abfalls (insgesamt 25, wie Papier, Organik, Verpackungsverbunde, 5 verschiedene Kunststoffgruppen), für die jeweils Elementaranalysen vorliegen (v.a. [2], [3], [4], [5]). Die Anteile der Unterfraktionen am Restabfall wurden nach INFA abgeleitet [6]. In Tab. 1 sind die Rechenwerte zusammengestellt. Dabei finden sich auch ein unterstellter „schadstoffreicher“ und „schadstoffarmer Fall“. Diese wurden anhand einer geänderten anteiligen Zusammensetzung der Unterfraktionen gebildet und sind exemplarisch zu verstehen. Sie erheben keinesfalls den Anspruch, den in NRW real ungünstigsten oder günstigsten Fall zu repräsentieren. Es sind im Einzelfall definitiv höhere Belastungen denkbar und auch nachgewiesen.

Tab. 1: Zusammensetzung des Restabfalls für den „mittleren“, den „schadstoffreichen“ und den „schadstoffarmen Fall“.

Gehalte in Originalsubstanz des Restabfalls	Mittlerer Fall	Schadstoff- armer Fall <sup>a)</sup>	Schadstoff- reicher Fall <sup>a)</sup>	Einheit
Wasser	32,6	32,7	29,3	%
Asche	25,3	23,2	27,1	%
Kohlenstoff fossil	9,0	7,6	12,7	%
Kohlenstoff regen.	13,3	14,6	11,3	%
Wasserstoff	4,1	4,0	4,4	%
Sauerstoff	14,1	14,8	12,8	%
Stickstoff	0,9	0,9	1,0	%
Chlor	0,45	0,35	1,04	%
Schwefel	0,19	0,16	0,22	%
Cadmium	7,6	4,9	18,4	mg/kg
Thallium	0,37	0,32	0,61	mg/kg
Quecksilber	0,14	0,1	0,27	mg/kg
Antimon	9,8	9,0	11,5	mg/kg
Arsen	3,0	2,7	3,5	mg/kg
Blei	197	169	295	mg/kg
Chrom	225,9	160,5	533,5	mg/kg
Kobalt	3,5	2,8	6,3	mg/kg
Kupfer	1019	905	1445	mg/kg
Mangan	326	277	361	mg/kg
Nickel	91,4	82,2	125	mg/kg
Vanadium	15,0	14,2	17,6	mg/kg
Zinn	33,2	28,0	51,0	mg/kg
Heizwert Hu	9,40	9,10	9,65	MJ/kg

a) Die Frage der „Schadstoffhaltigkeit“ orientiert sich hier an den Parametern Chlor- und Schwermetallgehalte; die Fraktionen, die hauptsächlich dazu beitragen, sind Feinfraktion, diverse Kunststoffarten, Elektronikschrott und diverse Verbunde.

## Anlagen

Die Untersuchung zielt danach, alle in Nordrhein-Westfalen betriebenen thermischen Anlagen, die Abfälle zur Beseitigung oder energetischen Verwertung einsetzen, einzubeziehen. Dies sind:

- die 16 Müllverbrennungsanlagen (MVA),
- 9 Kohlekraftwerke, darunter Stein- wie Braunkohlekraftwerke mit unterschiedlicher Feuerungstechnik und/oder Abgasreinigungstechnik,
- 10 Zementwerke mit Zyklonvorwärmung und Drehrohröfen und ggf. 1 Kalkdrehrohröfenanlage.

Neben den thermischen Anlagen sind auch die einer Mitverbrennung vorgeschalteten Aufbereitungsanlagen, in der in NRW vorhandenen technischen Ausgestaltung (bzw. Planung) zu berücksichtigen. Im Bereich der Restabfallbehandlung sind dies insgesamt sechs Anlagen, von denen einige erst um oder nach 2005 in Betrieb gehen werden. Dazu kommen ferner

---

Anlagen zur Brennstoffherzeugung (Konfektionierung) aus den entsprechenden abgetrennten heizwertreichen Fraktionen

## Systembewertung

Bei dieser Aufgabenstellung ist eine ausschließlich anlagenbezogene Betrachtung nicht zielführend. Sobald ein System aus vielerlei Transportvorgängen (Erfassung, Transport, Distribution), mehreren Verwertungsschritten an oft unterschiedlichen Standorten und z.B. sehr verschiedene Arten der Energiebereitstellung aufweisen und/oder zur Erzeugung sehr unterschiedliche Produkte führen, ist eine Systembetrachtung unbedingt notwendig. Damit liegt es nahe, hier die Methode der **Ökobilanz** anzuwenden, da diese das derzeit einzige zur Bewertung von Systemen geeignete Umweltbewertungsinstrument darstellt. Sie ist in ihren Grundsätzen genormt (DIN EN ISO 14040ff). Dennoch ist auch die Ökobilanz ein Bewertungsinstrument, das nicht notwendigerweise zweifelsfreie Ergebnisse liefert, sondern ist – wie auch andere Bewertungsinstrumente – durch Übereinkünfte zu Vorgehensweisen und teilweise subjektiven Einschätzungen geprägt. Zahlreiche Forschungsarbeiten und Fallstudien haben die Anwendbarkeit von Ökobilanzen zur Entscheidungsunterstützung in der Abfallwirtschaft bereits belegt (z.B. [8], [9]).

Abb. 1 gibt eine vereinfachte schematisierte Darstellung der in dieser Untersuchung angelegten Systeme und der Systemgrenzen. Gleichen sich die zu bewertenden Systeme in ihren Hauptzweck – der Entsorgung einer bestimmten Menge eines Abfalls –, so unterscheiden sie sich in aller Regel in dem durch die Verwertung erzeugten zusätzlichen **Nutzen**. Im Falle von thermischen Prozessen liegt der Nutzen in aller Regel auf der energetischen Ebene vor. Die verschiedenen Prozesse können sich unterscheiden in der energetischen Effizienz wie auch in der Art der durch den Abfalleinsatz substituierten primären Energieträger (Regelbrennstoffe, Netzstrom, Fernwärme aus dem Fernwärmenetz) unterscheiden. Will man diese verschiedenen Systeme bzw. deren Umweltauswirkungen vergleichen, muss folglich eine **Nutzengleichheit** zwischen den Systemen hergestellt werden – die Äquivalenz. Daher werden die Nutzen auch Äquivalenzprozesse oder Äquivalenzsysteme genannt. Die Definition und Anwendung der Äquivalenzsysteme wird im vorliegenden Fall folgendermaßen umgesetzt:

- Für einen Abfall, der in einem Kohlekraftwerk oder Zementwerk eingesetzt wird, wird die entsprechende Wärmemenge weniger an Kohle eingesetzt<sup>1</sup>. Die Bereitstellung und der Einsatz dieser Kohlemenge und damit die dabei verursachten Lasten werden substituiert.
- Bei einer MVA stellt sich die Frage nach einem alternativen Regelbrennstoff nicht. Hier wird der erzeugte Stromüberschuss in das allgemeine Stromnetz eingespeist. Bei einem Müllheizkraftwerk wird auch Fernwärme an die Verbraucher abgegeben. Die Ermittlung des Nutzens erfolgt in diesem Fall über Verrechnung mit den Lasten, die im Mittel der Stromerzeugung für den öffentlichen Markt verursacht werden bzw. bei der entsprechenden Fernwärmeerzeugung.

---

1 ggf. sind Faktoren für brennstofftechnisch bedingt ungünstigere Energieaustauschverhältnisse bei starken Diskrepanzen zwischen den Heizwerten von Sekundär- und Regelbrennstoff anzusetzen

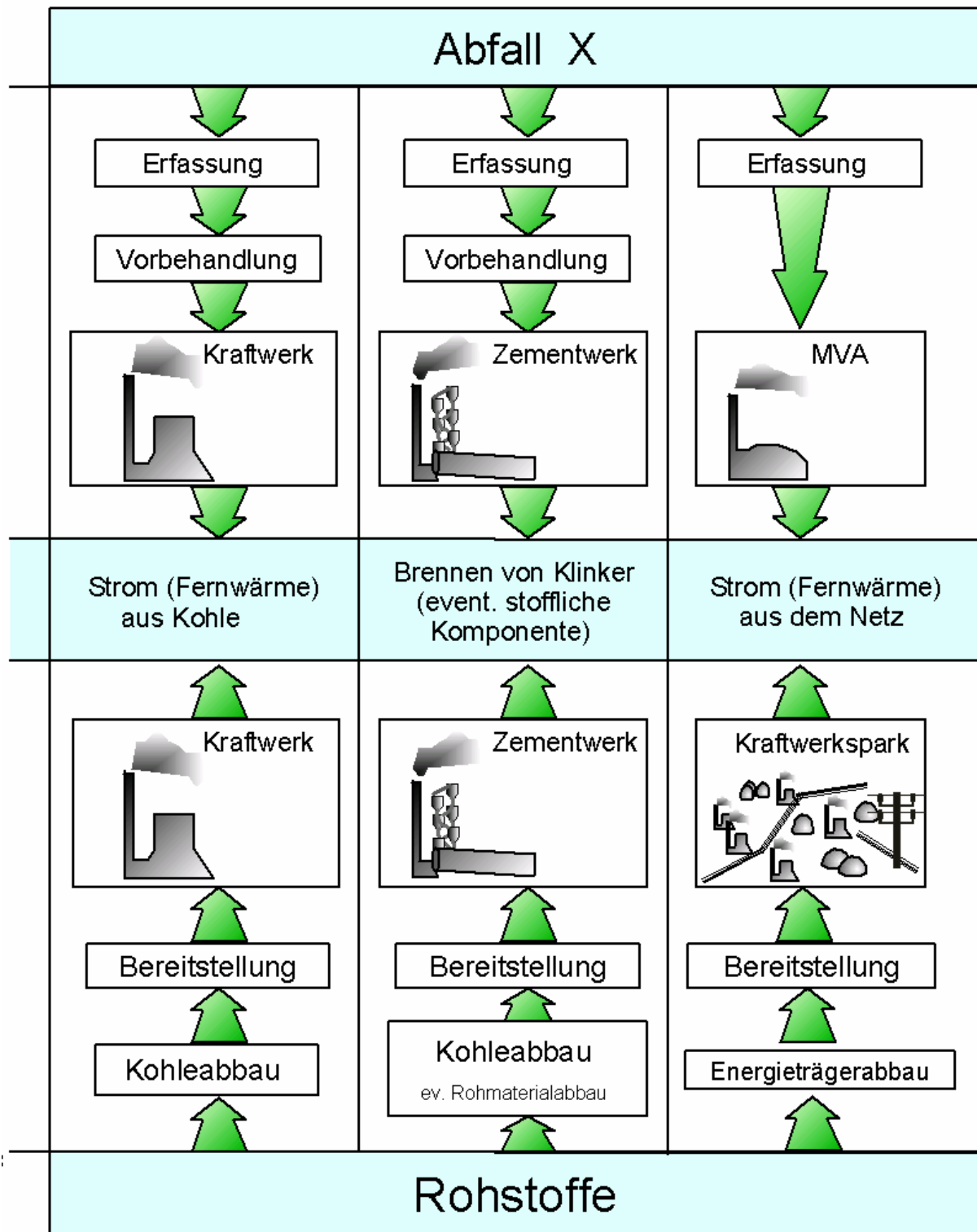


Abb. 1: Vergleich dreier Entsorgungssysteme inklusive derer Äquivalenzsysteme

Liegen neben den energetischen Nutzen auch noch stoffliche vor, so sind diese ebenfalls zu berücksichtigen. Die gilt in erster Linie für den Zementherstellungsprozess bei aschehaltigen

Abfällen, die regelgerechte Stoffkomponenten zum Klinker beitragen. Es kann auch bei Steinkohlekraftwerken mit Trockenfeuerung bedeutsam sein, wenn die Filterstäube als Zementzumahlstoff eingesetzt werden. Aber auch andere stoffliche Komponenten, die zu Primärstoffeinsparung führen, sind zu berücksichtigen, so sie von Einfluss auf das Ergebnis der Ökobilanz sein können (Bsp.: Granulate oder Schlacken als Kies-/Splitt-Ersatz).

### **Vorgehen bei Wirkungsabschätzung und Auswertung**

Im Schritt der **Wirkungszuordnung** werden die Sachbilanzwerte den entsprechenden Umweltwirkungskategorien zugeordnet. Der Schritt dient damit als Vorstufe zur übersichtlichen Bewertung und Aggregation von Sachbilanzinformationen. Durch die Zuordnung der Sachbilanzwerte erhält das weitere Vorgehen eine Struktur, indem die Vielzahl der einzelnen Datenkategorien aus der Sachbilanz auf wenige Wirkungskategorien bezogen wird. Im Anschluss an die Wirkungszuordnung wird der Beitrag eines Wirkungsbilanzparameters zur jeweiligen Wirkung bestimmt. Im Grunde können dabei nur Wirkungspotenziale abgeschätzt werden. Unter Wirkungspotenzial ist zu verstehen, dass ein Stoff zu einer negativen Umweltwirkung *möglicherweise* in einem bestimmten Ausmaß beiträgt. Eine Schädigung kann in den meisten Fällen nicht durch Kausalbeziehungen aus dem systemanalytischen Instrument Ökobilanz abgeleitet werden.

Der Beitrag der einzelnen Wirkungsbilanzparameter wird im Schritt der **Wirkungscharakterisierung** über die so genannten Wirkungsäquivalente bestimmt. Dabei wird ein Stoff in äquivalenten Mengen eines anderen Stoffes, z.B. die Treibhauswirkung des Methans in Wirkungsäquivalenten des Kohlendioxids, ausgedrückt. Eine Wirkungsaggregation ist nicht bei allen Kategorien möglich. Dort gehen die einzelnen Sachbilanzwerte in die Bewertung ein. Die verwendeten Wirkungskategorien und -indikatoren sind weiter unten in Tabelle 1 zusammengefasst

Der **Auswertungsschritt** anschließend dient zur Beantwortung der Frage nach der jeweils besser umweltverträglichen Verwertungsart oder des jeweils besser umweltverträglichen Verwertungsverfahrens. Es umfasst die Bewertung der Input- Outputlisten anhand der Minimierung negativer Umweltwirkungen des jeweiligen Verwertungssystems, es gilt die Schadstoffanreicherung zu bewerten und schließlich Schlussfolgerungen und Empfehlungen abzuleiten. Sensitivitäten und mögliche Fehler sind dabei zu berücksichtigen.

Die DIN EN ISO 14043 gliedert den abschließenden Schritt einer Ökobilanz, die *Auswertung* (früher *Bewertung* oder *Bilanzbewertung*) in drei wesentliche Abschnitte:

- *Identifizierung* der signifikanten Parameter
- *Beurteilung* durch Vollständigkeits-, Sensitivitäts-, Konsistenz- und sonstige Prüfungen
- *Schlussfolgerungen, Empfehlungen und Bericht*.

Zweck der Auswertung ist es, die Ergebnisse der Sachbilanz und Wirkungsabschätzung zu strukturieren und die signifikanten Parameter zu bestimmen. Die Wahl der Methodik wird dabei weitgehend freigestellt, soweit Übereinkunft mit der Zieldefinition besteht. In der Norm










selbst wird auf die zahlreichen wie vielfältigen Ansätze, die zur Verfügung stehen, hingewiesen. Nach den aus einem Forschungsvorhaben am Umweltbundesamt gewonnenen Erkenntnissen ist nicht davon auszugehen, dass sich ein einheitlicher Methodenansatz allgemein etablieren wird.

Zur Urteilsfindung über die „besser umweltverträgliche“ Entsorgungsweise werden die Ergebnisse der Wirkungsindikatoren in zwei weitere Schritte zerlegt. Zunächst werden die Ergebnisse der Charakterisierung entsprechend der Option aus ISO 14042 „normiert“, d.h., es wird der „spezifische Beitrag“ der Umweltwirkung auf die bestehende Gesamtbelastung bezogen. Im zweiten Schritt werden die Wirkungskriterien einer „Ordnung“ entsprechend ihrer „ökologischen Bedeutung“ oder auch dem „Abstand zu Umweltschutzziele“ unterzogen. Dieses häufig auch als „UBA-Bewertungsmethode“ bezeichnete Vorgehen [10] verfolgt das Prinzip der verbal-argumentativen Bewertung, die im Gegensatz zu rein rechnerisch operierenden Punktwertverfahren (z.B. Eco-Indicators oder die Schweizer Ökopunkte) das Ergebnis durch „Argumentieren“ erzielen muss. Die bereits oben genannten Argumentationshilfen seien im Folgenden nochmals eingehender erläutert:

- *spezifischer Beitrag* der Umweltwirkungen:  
welche Bedeutung ist den Unterschieden zwischen den Szenarien beizumessen, vergleicht man diese mit der aktuellen Gesamtemissionen in Deutschland. Als Einheit zur Berechnung der spezifischen Beiträge dienen die sogenannten „Einwohnerdurchschnittswerte“ (EDW)
- *ökologische Gefährdung*:  
welche Bedeutung ist den einzelnen Kriterien nach Stand der Wissenschaft wie auch der Sensibilität der Bevölkerung oder der Politik zuzumessen.
- *Abstand zum Schutzziel (Distance to target)*:  
wie weit entfernt ist die derzeitige Umweltsituation gegenüber den von umweltpolitischer Seite gesetzten Zielvorgaben (Umweltziele, Umweltqualitätsziele, Reduktionsziele u.ä.).

Die beiden qualitativen Bewertungselemente „ökologische Gefährdung“ und „Abstand zum Schutzziel“ werden in der vorliegenden Untersuchung einheitlich als „ökologische Bedeutung“ zusammengefasst. Damit wird für jede Wirkungskategorie die Einstufung in eine Rangbildung im Sinne der DIN EN ISO 14042 6.3 vorgenommen (siehe Tab. 2).

Tab. 2: Verwendete Wirkungskategorien und Indikatoren und Grundlage der Ökobilanzbewertung

Verwendete Kategorien / Indikatoren	Spezifischer Beitrag; aktuelle Umweltlast pro Einwohner in Deutschland (= 1 EDW)			Ökologische Bedeutung (e)
Treibhauseffekt	11.823	kg CO <sub>2</sub> -Äq./a	(a)	A: sehr groß 
Sommersmog	13,13	kg NcPOCP/a	(a)	C: mittel 
Eutrophierung, terrestrisch	5,22	kg PO <sub>4</sub> -Äq/a	(a)	B: groß 
Versauerung	40,8	kg SO <sub>2</sub> -Äq/a	(a)	B: groß 
Humantoxizität				
Krebsrisikopotenzial (Luft)	4,8	g As-Äq/a	(c)	A: sehr groß 
Partikel (PM <sub>10</sub> )	9,25	kg PM <sub>10</sub> -Äq/a	(c)	B: groß 
Quecksilber (Luft)	0,35	g/a	(b)	B: groß 
Ressourcenbeanspruchung				
Fossile Energieträger	146.249	MJ/a	(a)	C: mittel 
Deponievolumen	1,45	m <sup>3</sup> /a	(c)	D: gering 
Quellen:				
a) UBA - Daten zur Umwelt 2000 für das Jahr 2000				
b) UBA - Daten zur Umwelt 1997 bzw. 1996				
c) Berechnung des ifeu, weitgehend auf Basis von UBA - Daten zur Umwelt 1997				
d) Statistisches Jahrbuch 2000 für Stand Ende 1999				
e) Rangbildung zur ökologischen Bedeutung Treibhauseffekt, Sommersmog, Eutrophierung, Versauerung und Fossile Energieträger nach Vorschlag des UBA [10]				

## Modellierung thermischer Verfahren

Die gewünschte Antwort aus dem ökologischen Vergleich lautet: Die Entsorgung von Abfall X ist in der Müllverbrennung gegenüber einer Mitverbrennung ökologisch günstiger/ungünstiger. Um zu dieser Antwort in einer wissenschaftlich belastbaren Weise zu gelangen, bedarf es einer Reihe von methodischen Grundsätzen. Einer der ersten lautet: Der Abfall muss in seiner stofflichen Charakteristik exakt definiert sein. Zunächst wird man sinnvollerweise eine „mittlere“ stofflichen Zusammensetzung bestimmen, darüber hinaus wird es unerlässlich sein, auch die im Wesen der Abfallart liegenden Schwankungsbreiten zu berücksichtigen (siehe hierzu oben, Tab. 1). In jedem Fall kann die Frage Verfahren A besser B nur auf der Basis ein und desselben Inputmaterials bewerten werden.

Die Voranstellung dieser als trivial erscheinenden Voraussetzung ist vor dem Hintergrund, dass der Vergleich auf der anderen Seiten natürlich auch die messtechnisch dokumentierte „Realität“ der Verfahren so gut wie möglich abbilden muss, wichtig. Die verfügbaren Messergebnisse dieser „Realitäten“ werden in jedem Einzelfall unter variierenden Randbedingungen zustande gekommen sein und kaum jemals direkt miteinander vergleichbar sein.

Es muss daher eine *Modellierung* der Verfahren vorgenommen werden, die es ermöglicht, vom empirisch untersuchten Einzelfall sich auf den allgemeinen (u.U. konstruierten Fall) abstrahieren lassen. Messprotokolle stellen für diese Modellierung eine ganz wichtige Eingangsinformationen dar. Genauso wichtig ist allerdings eine technische Analyse des Leistungsvermögens der Verfahren. Notwendig ist folglich eine so genannte „generische“ Modellierung, die eine flexible Anpassung des Umweltverhaltens eines Verfahrens auf geänderte Randbedingungen (in der Hauptsache die Inputzusammensetzung) erlaubt.

Konkret erfolgt die Modellierung der thermischen Anlagen zunächst mit einer Verbrennungsrechnung auf der Basis der Elementarzusammensetzung des eingesetzten Abfalls da (beim Äquivalenzprozess des substituierten Regelbrennstoffs), den mittleren Freisetigungsgraden der als Schadstoffe bilanzierten Elemente sowie in Abhängigkeit von der Feuerungsart vom Abgasvolumen begründbare Abgasinhalte (z.B. NO<sub>x</sub>). Diesem Rohabgas werden dann die anlagenspezifischen Abminderungen über die entsprechende Kaskade der Abgasreinigung in Rechnung gebracht. Der Gesamtminderungsgrad wird dabei anhand von Originaldaten zu den Anlagen plausibilisiert. Berechnet werden außerdem die festen Materialnebenströme (z.T. als Abfälle zu Beseitigen, z.T. zur Verwertung) sowie Abwässer mit ihren Inhaltstoffen.

Diese Vorgehensweise wird grundsätzlich für alle Feuerungsanlagen durchgeführt. Sie erlaubt damit eine generische Ableitung von Aufwand, Emission und spezifischem Energieertrag einer bestimmten Anlage für einen bestimmten Abfall. Selbstverständlich stellt dieses Vorgehen in Bezug auf die alltäglichen Schwankungen und Unsicherheiten im Betrieb einer realen Anlage eine starke modellhafte Vereinfachung dar. Im Rahmen der Zielsetzung des Projekts erlaubt es jedoch aufgrund des Abgleichs mit mittleren Regelsituationen, eine hinreichend klare Aussage, darüber, ob und wenn ja, welche relevanten ökologischen Unterschiede innerhalb der Anlagenbestands vorliegen. Nur auf diesem Wege lässt sich der Vorwurf, zu generalisierend an die Technik der thermischen Anlagen herangegangen zu sein, vermeiden.

## **Modellierung der Entsorgungssysteme**

Auch wenn die thermischen Prozesse, in denen die Restabfälle behandelt werden, die zentralen Elemente dieser Thematik darstellen, so dürfen die vor- und nachgelagerten Prozesse keinesfalls vernachlässigt werden, da sie im Einzelfall durchaus entscheidenden Einfluss auf das Ergebnis haben können (siehe auch Abb. 1). Noch wichtiger ist es, die durch die Entsorgungsprozesse substituierten Prozesse (Äquivalenzprozesse) in den Untersuchungsrahmen mit einzubeziehen, da ansonsten eine Inäquivalenz der zu vergleichenden Verfahren hinsichtlich ihres Nutzens besteht und der ökologische Vergleich. Dies wurde oben bereits unter „Prinzip der Nutzengleichheit“ eingehend erläutert.

Im hier vorliegenden Fall zeigt sich außerdem, dass sich die scheinbar gleichartigen thermischen Alternativverfahren bereits durch sehr unterschiedliche Voraufbereitungen im gesamten Stoffstrombilanz ganz erheblich unterscheiden. So wird in einer Variante „Ersatzbrennstoff aus Restabfall in einem Kraftwerk“ (siehe Abb. 3) nur ein vergleichsweise kleiner Teilstrom des Gesamtrestabfalls im Zementwerks eingesetzt. Da die Vergleichsoption MVA (siehe

Abb. 2) jedoch den gesamten Restabfall unvorbehandelt einsetzt, sind alle Vorprozesse und Behandlungsschritte für Nebenstoffströme im „Kraftwerk-Szenario“ mit einzubeziehen. Dadurch erfährt dieses System eine vergleichsweise hohe Komplexität (vergleiche Abb. 2 und Abb. 3).

Umgekehrt bedeutet dies, dass der Einfluss des „technischen Moduls Kraftwerk“ Szenario „Mitverbrennung im Kraftwerk“ allein schon von der Größenordnung der Stoffströme deutlich geringer ausfällt als der des „technischen Moduls MVA“ im Szenario „Einsatz in der MVA“.

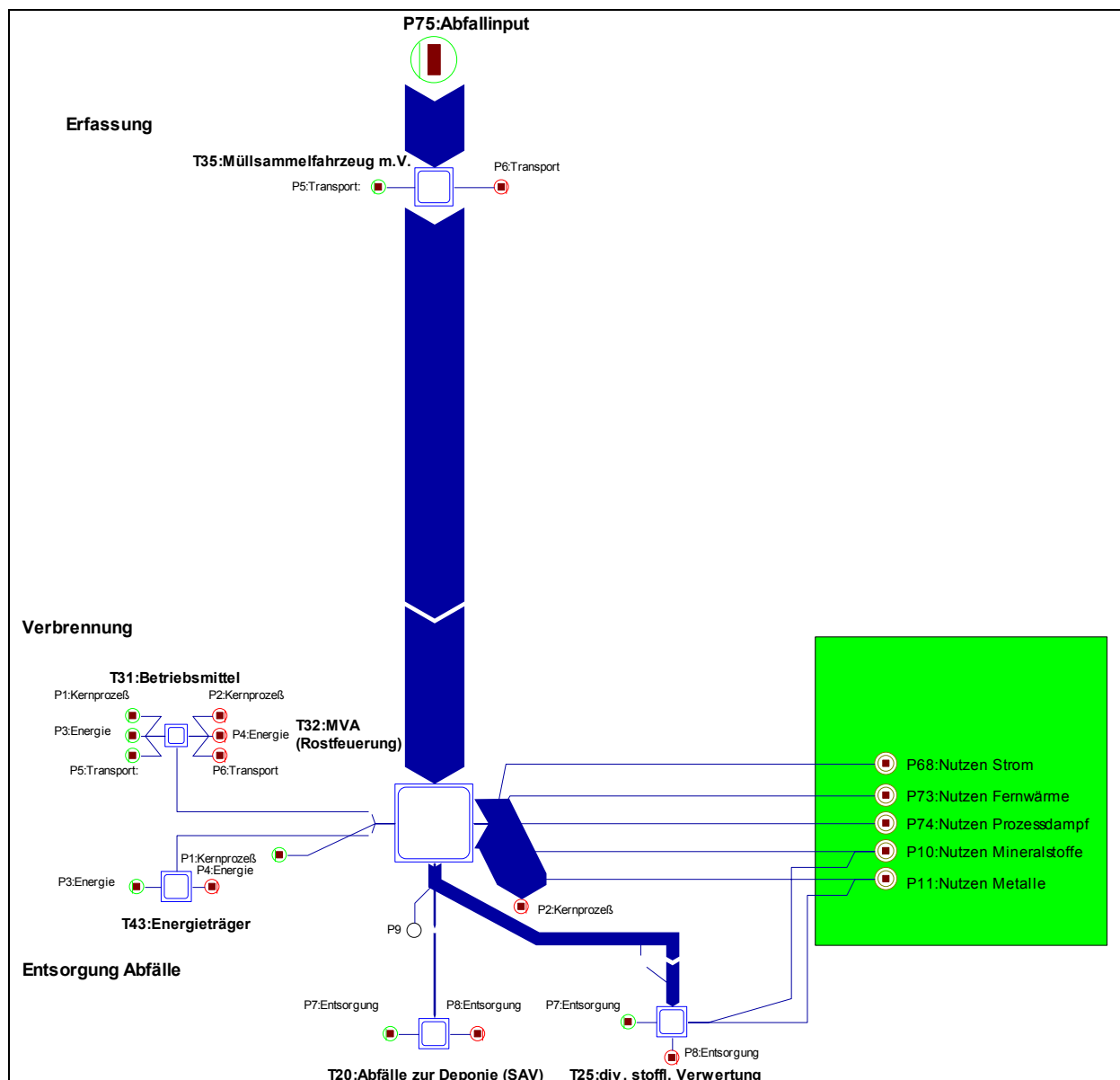


Abb. 2: Modellierung des Szenarios „Einsatz in der MVA“ mit den jeweiligen Teilsystemen und jeweiligen Stoffströmen mit Umberto®; die Dicke der Stoffstrompfeile verhält sich proportional zu den Massenströmen

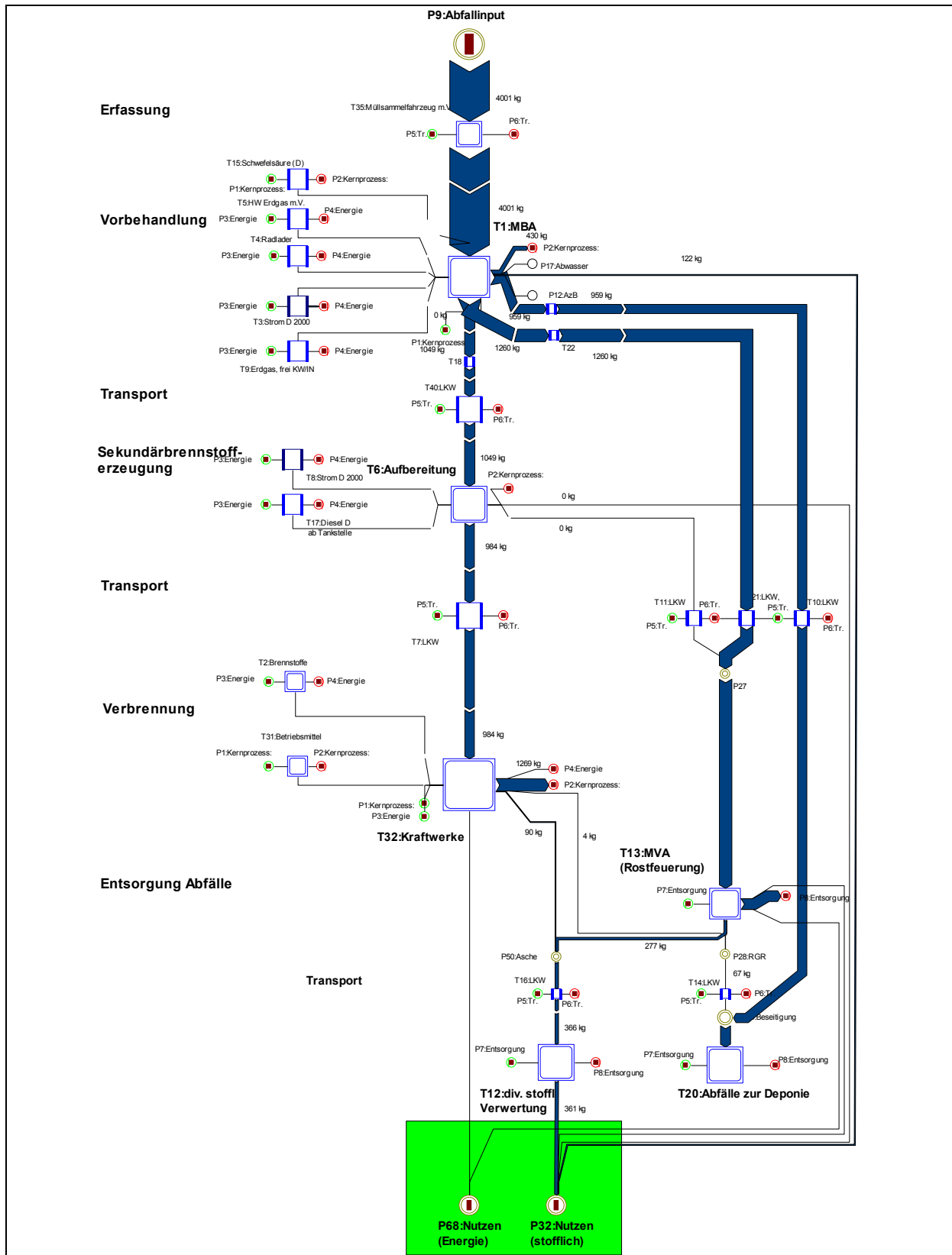


Abb. 3: Modellierung eines Szenarios „Mitverbrennung im Kohlekraftwerk“ mit den jeweiligen Teilsystemen und jeweiligen Stoffströmen mit Umberto®; die Dicke der Stoffstrompfeile verhält sich proportional zu den Massenströmen



onen bei den fossilen Ressourcen wie auch bei den energiebedingten Emissionen gegenüber einer „reinen“ MVA-Variante im Vorteil. .

- Demgegenüber sind es einzelne spezielle Stoffemissionen, die bei den Mitverbrennungsprozessen in z.T. erheblich höherem Maße freigesetzt werden, da sie im Gegensatz zu den MVA gerade nicht darauf ausgelegt sind, die Emission jeglicher Art von Substanz möglichst gering zu halten.

In dem hier dargestellten Beispiel zeigt sich dieser Konflikt am Schwermetall Quecksilber, was sich auch in anderen Untersuchungen mit ähnlicher Problemstellung als typischer „Problemstoff“ der Mitverbrennung erweist. Auch in der Klärschlamm-Ökobilanz des ifeu für das Land Nordrhein-Westfalen macht sich das Quecksilber als der „ökologische Pferdefuß“ der ansonsten fast durchweg positiven Mitverbrennung gegenüber der Monoverbrennung fest [9].

Diese Grobtrends bestätigen sich jedoch allein vor dem Hintergrund einer Durchschnittsbildung über die betrachteten technischen Optionen. Überblickt man dagegen die Bandbreite der Einzelfälle und einzelnen Kombinationsmöglichkeiten, schwächen sich diese Trendergebnisse deutlich ab, sie können sich insgesamt sogar umkehren. Folgende Randbedingungen sind dabei als besonders sensitiv einzustufen:

Bei den MVA:

1. Die Art und Effizienz der Energienutzung:  
Aufgrund der Bedeutsamkeit der energetischen Gutschriften deuten sich signifikante Unterschiede zwischen MVA mit maximaler Verwertung der thermischen Energie (Abgabe von Dampf und/oder Fernwärme) und solchen mit eher geringer Nettoabgabe an Strom und Ferndampf/Fernwärme oder nur Strom) an.
2. Die Reingaskonzentration an Quecksilber:  
Die empirisch dokumentierten Messwerte der MVA in NRW (und diese Werte werden auch von den Modellrechnungen der Ökobilanzierung wiedergegeben) erstrecken sich über eine Bandbreite von  $<0,0001 \text{ mg/m}^3$  bis  $0,025 \text{ mg/m}^3$  – das sind mehr als 2 Größenordnungen.
3. Die Effizienz und Güte einer Metallrückgewinnung aus der Schlacke.

Bei den Kraftwerken:

Der spezifische Rückhaltegrad für Quecksilber

Bei den MBA:

1. Die Selektivität bezüglich schadstoffarmer heizwertreicher Fraktionen in der mechanischen Sortierstufe.
2. Die Effizienz und Güte der Metallrückgewinnung in der mechanischen Sortierstufe (hier wurde bislang nicht unter den verschiedenen MBA differenziert).
3. Die Entsorgung der (biologisch behandelten) Restfraktion

Auffallend ist zunächst, dass bei den „MVA-Szenarien“ eine weit größere Ergebnisbandbreite vorliegt als bei den „Mitverbrennungs-Szenarien. Dies zeigt sich über die Mehrzahl der be-

trachteten Wirkungsindikatoren. Neben Ursachen in der Technik liegt dies vor allem auch an folgenden Gründen:

- Im Szenario 0 geht die Abfallbezugsmenge zu 100 % in die MVA  
Im Szenario 1 gehen nach MBA und EBS-Erzeugung nur 25 – 30% der Abfallbezugsmenge in die Kraftwerke → Unterschiede zwischen den Kraftwerken kommen dabei weniger zum Tragen.
- Bei der Mitverbrennung wird die Brennstoffsubstitution EBS – Kohle stets für das Einzelkraft-/zementwerk bilanziert → spezifische Besonderheiten des Kraft-/Zementwerks treten weniger in Erscheinung als die spezifischen Unterschiede von EBS und Kohle.  
Bei der MVA wird stets die produzierte Sekundärenergie (Strom, Fernwärme, Ferndampf) gutgeschrieben, und die variiert sehr stark.

Damit gewinnt der Aspekt der Energienutzung beim Vergleich der Basisszenarien besondere Bedeutung: Kann eine MVA eine optimale Energienutzung (z.B. ganzjährige Dampfabgabe an einen industriellen Nutzer) aufweisen, dann ist dieses Szenario energetisch auch durch ein integriertes System der EBS-Erzeugung und Mitverbrennung nicht zu überflügeln. Dies zeigen erste Ergebnisse für den Treibhauseffekt. Ist die MVA mit optimaler Energienutzung zudem optimal in Punkto Emissionsminderung, dann ist diese Option in nahezu allen Wirkungsindikatoren im Vorteil.

Doch auch der umgekehrte Fall ist möglich: Die Energienutzung ist fern eines Optimums (wenige Prozentpunkte der Feuerungswärme als Strom und Fernwärme genutzt) und die Abgasreinigung gerade im Bereich der Grenzwertbefreiung der 17. BImSchV. Diese Kombination wiederum kann einem Mitverbrennungsszenario kaum einen Vorteil abringen.

Die Mitverbrennungsszenarien zeichnen sich dagegen – trotz des weitaus komplexeren und variationsreicheren Systems – durch relative Ergebnisstabilität aus. Die Bandbreiten kommen bei den Kraftwerken selbst überwiegend durch die Frage der anlagenspezifischen Quecksilberfreisetzung zustande. Hg-selektive Maßnahmen in der Abgasreinigung sind hier als wesentliche Randbedingung zu nennen. Bei den Zementwerken zeigt sich derzeit auch in diesem Punkt wenig Differenzierung.

Bei den MBA und EBS-Anlagen ist dagegen die Selektivität bezüglich schadstoffarmer heizwertreicher Fraktionen ein wichtiger Parameter. Schaut man nur auf den Treibhauseffekt, dann läge das Optimum bei möglichst hoher Ausbringung möglichst heizwertreichem EBS. Dem steht jedoch die Schadstofffrage entgegen. Bei Stoffen wie Chlor oder Cadmium sind in Abhängigkeit der Sortiertechnik erhebliche Qualitätsunterschiede zu erwarten, die sich auch beim Parameter Quecksilber erkennen lassen.

Sensitiv ist außerdem die Frage, ob der MBA-Rest (biologisch behandelt) einer Deponie oder einer MVA zugeführt wird. Die Deponie (nach § 4 AbfAbIV) führt – setzt man eine entsprechende biologische Stabilisierung voraus – dank der Kohlenstoffspeicherung zwar insgesamt zu einer Entlastung beim Treibhauseffekt. Sie kann jedoch anders als die MVA darüber hinaus keine energetischen Nutzen und damit weitere Umweltentlastungen realisieren.

Weitere Parameter mit Einfluss auf das Ergebnis liegen in teilweise eher randlichen Aspekten. So kann die Rückgewinnungsquote der Metallfraktion bei der mechanischen Sortierung und bei der Entschrottung der MVA-Schlacke bei zahlreichen Wirkungsindikatoren einen signifikanten Beitrag zum Ergebnis liefern.

### **SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK**

Der Stand der ökobilanziellen Bewertung der thermischen Abfallentsorgungsoptionen zeigt, dass generalisierte Antworten auf die Frage der besseren Umweltverträglichkeit kaum resultieren werden. „Die Mitverbrennung“ oder „die MVA“ liefern keine in sich einheitlichen Ergebnisse. Es zeichnen sich jedoch die Parameter deutlich ab, die letztlich ausschlaggebend für eine Bewertung im Einzelnen sein werden. Dies sind in erster Linie:

- die Energieeffizienz bei den MVA,
- die erreichbare Reingaskonzentration bei den MVA,
- die Selektivität der MBA im Hinblick auf Qualität oder Quantität des zu erzeugenden Ersatzbrennstoffs und
- die Hg-Minderung im Abgas bei Kraft- und Zementwerken.

Es bestehen derzeit noch eine Reihe von Datenunsicherheiten. Die z.T. weiten Überschneidungen der Basisszenarien in den Einzelfällen sind jedoch keine Folge hoher Unsicherheitsbandbreite, sondern spiegeln die Bandbreite der Anlagentechnik wie auch der Systeme wider.

Vor diesen Hintergrund wird deutlich, dass der gewählte Ansatz, alle Einzelanlagensituationen in den Untersuchungsrahmen mit aufzunehmen, notwendig ist, um das Untersuchungsziel erfüllen zu können.

### **Literaturangaben**

- [1] MUNLV (Hg.): Leitfaden zur energetischen Verwertung von Abfällen in Zement, Kalk- und Kraftwerken in Nordrhein-Westfalen; bearbeitet von Prognos AG; im Auftrag des Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf 2003
- [2] BayLfU – bayerisches Landesamt für Umweltschutz: Zusammensetzung und Schadstoffgehalt von Siedlungsabfällen; Augsburg, 2003
- [3] Rotter, S.: Schwermetalle in Haushaltsabfällen; Beiträge zur Abfallwirtschaft, Band 27, TU Dresden, 2002
- [4] Kost, Th.: Brennstofftechnische Charakterisierung von Haushaltsabfällen; Beiträge zur Abfallwirtschaft, Band 16, TU Dresden, 2000

- [5] Heilmann, A.: Stoffstrommanagement für Abfälle aus Haushalten; Beiträge zur Abfallwirtschaft, Band 13, TU Dresden, 2000
- [6] INFA – Institut für Abfall, Abwasser und Infrastruktur-Management; Abfallanalysedaten für Nordrhein-Westfalen im Rahmen einer Projektgemeinschaft an ifeu übergeben; Ahlen, 2004
- [7] Flamme, S.: Energetische Verwertung von Sekundärbrennstoffen in industriellen Anlagen – Ableitung von Maßnahmen zur umweltverträglichen Verwertung; Hg.: LASU; Münsteraner Schriften zur Abfallwirtschaft, Band 5; Münster 2002
- [8] Giegrich, J., Fehrenbach, H., Orlik, W. und Schwarz, M: Ökologische Bilanzen in der Abfallwirtschaft. Abschlussbericht des ifeu im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin, Forschungsvorhaben 294 31 606. Februar 1999. UBA-Texte 10/99.
- [9] MUNLV (Hg.) Abfälle aus Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen; Studie des ifeu im Auftrag des Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Heidelberg, Düsseldorf 2001
- [10] UBA 1999 Bewertung in Ökobilanzen. Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043. UBA-Texte 92/99.
- [11] WRc/ifeu/ECOTEC/Eunomia: Refuse Derived Fuel, Current Practice and Perspectives; final report; on commission of EC General Directorate Environment; Swindon, Brussels, Heidelberg, Bristol; 2003
- [12] Öko-Institut/ifeu: Systemvergleich der Abfallentsorgung für den Landkreis Delitzsch; Studie im Auftrag des Landkreises Delitzsch; Darmstadt/Heidelberg 2001