



Forschungszentrum Karlsruhe
in der Helmholtz-Gemeinschaft

Wissenschaftliche Berichte

FZKA 7315

Ressourcen- und Abfallmanagement von Cadmium in Deutschland

**K.-R. Bräutigam, M. Achternbosch,
N. Hartlieb, C. Kupsch, G. Sardemann**

**Institut für Technikfolgenabschätzung
und Systemanalyse**

Dezember 2008

Forschungszentrum Karlsruhe

in der Helmholtz-Gemeinschaft

Wissenschaftliche Berichte

FZKA 7315

Ressourcen- und Abfallmanagement von Cadmium in Deutschland

Klaus-Rainer Bräutigam,

Matthias Achternbosch,

Nicola Hartlieb,

Christel Kupsch,

Gerhard Sardemann

Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse

Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Karlsruhe

2008

Für diesen Bericht behalten wir uns alle Rechte vor

Forschungszentrum Karlsruhe GmbH
Postfach 3640, 76021 Karlsruhe

Mitglied der Hermann von Helmholtz-Gemeinschaft
Deutscher Forschungszentren (HGF)

ISSN 0947-8620

urn:nbn:de:0005-073156

ZUSAMMENFASSUNG

In der vorliegenden Studie wurde für einen ausgewählten toxischen Stoff, das Schwermetall Cadmium, untersucht, welche Mengen sich in Deutschland im Wirtschaftskreislauf befinden, für welche Produkte es verwendet wird und was mit diesen Produkten nach Ablauf ihrer Nutzungsphase geschieht. Hierbei werden nur diejenigen Produkte betrachtet, in denen Cadmium bewusst wegen seiner Eigenschaften eingesetzt wird. Die Analysen wurden dabei für die Jahre 1995 bis 2000 durchgeführt; soweit es von Bedeutung ist, wird aber auch auf Entwicklungen nach dem Jahr 2000 eingegangen. Des Weiteren wird aufgezeigt, welche Probleme mit der Verwendung von Cadmium verbunden sind und wie sich aufgrund gesetzlicher Regelungen und freiwilliger Selbstverpflichtungen auf nationaler und europäischer Ebene die Nutzung von Cadmium im betrachteten Zeitraum verändert hat. Ziel war es, nicht nur eine Bilanz über die Deutschland betreffenden Cadmium-Stoffflüsse aufzustellen, sondern darüber hinaus die Problematik mit dem Umgang toxischer Stoffe am Beispiel Cadmium vor dem Hintergrund der Nachhaltigkeitsdiskussion zu beleuchten.

Das Projekt wurde eigenfinanziert vom Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse (ITAS) des Forschungszentrums Karlsruhe in der Helmholtzgemeinschaft durchgeführt. Bei ihren Untersuchungen konnte die Arbeitsgruppe auf ihre langjährigen Erfahrungen in den Themenfeldern Stoffstromanalysen und Abfallmanagement sowie Nachhaltigkeit zurückgreifen.

ABSTRACT

Resource- and Waste-Management of Cadmium in Germany

In this study for a selected toxic material, i.e. the heavy metal cadmium, the following topics were examined: which quantities of cadmium are in the economic cycle in Germany, for which products cadmium is intentionally used because of its special characteristics and what happens with these products at the end of their lifetime. The analyses were accomplished for the years 1995 to 2000; as far as it is of importance, developments after the year 2000 are regarded additionally. It is shown, which problems are associated with the use of cadmium and how due to legal regulations and voluntary agreements on national and European level the use of cadmium has changed in the examined period. It was not only a goal to set up a balance of cadmium flows for Germany but also to highlight problems associated with the handling of toxic materials and related products, in that case cadmium, against the background of the sustainability discussion.

The project was carried out self-financed by the Institute for Technology Assessment and Systems Analysis (ITAS) of the Forschungszentrum Karlsruhe in the Helmholtzgemeinschaft. When investigating the working group could draw on experiences gathered during many years in the topic fields “material flow analyses and waste management” as well as “sustainability”.

INHALTSVERZEICHNIS

1	Zielsetzung und Vorgehensweise	1
2	Allgemeines zu Cadmium	5
3	Stoffströme bei der Gewinnung von Zink/Cadmium sowie der Herstellung von Cadmiummetall und -legierungen.....	7
3.1	Allgemeines	7
3.2	Verfahren zur Herstellung von primärem Zink in Deutschland	7
3.2.1	Hydrometallurgisches Verfahren	7
3.2.2	Pyrometallurgische Verfahren	11
3.3	Verfahren zur Herstellung von primärem Blei in Deutschland	13
3.4	Cadmiumstoffströme bei der Zink- und Bleiherstellung in Deutschland	15
3.4.1	Cadmiumbilanzen 1995-2001 der primären Zink- und Bleiherstellung in Deutschland	15
3.4.2	Deponierung von Cadmium	19
4	Anwendungsbereich Nickel-Cadmium-Akkumulatoren	21
4.1	Eigenschaften und Cadmiumgehalt von NiCd-Akkumulatoren	23
4.2	Aufbau und Herstellung von NiCd-Akkumulatoren	26
4.2.1	Chemie	26
4.2.2	Aufbau	26
4.2.3	Herstellung von NiCd-Taschenplatten-Akkumulatoren	27
4.2.4	Herstellung von NiCd-Akkumulatoren mit Sinterelektroden	28
4.2.5	Herstellung von NiCd-Akkumulatoren mit Faserelektroden	30
4.3	Produzierte Mengen und Absatz von NiCd-Akkumulatoren	31
4.3.1	Global	31
4.3.2	EU	34
4.3.3	Deutschland.....	37
4.4	Verfahren zum Recycling von NiCd-Akkumulatoren.....	39
4.4.1	Überblick über die Recyclingverfahren für NiCd-Akkumulatoren.....	39
4.4.2	Das ACCUREC-Verfahren.....	40
4.4.3	Das Verfahren von SNAM.....	42
4.4.4	Das Verfahren von SAFT	43
4.5	Rücknahme und Recycling von NiCd-Akkumulatoren.....	43
4.5.1	Europa und weltweit.....	43
4.5.2	Deutschland.....	48
5	Anwendungsbereiche cadmiumhaltiger Stabilisatoren und Pigmente	51
5.1	Einsatzgebiete von Stabilisatoren.....	51
5.1.1	Cadmiumstoffströme durch den Einsatz von Stabilisatoren in Deutschland und der EU	53
5.1.2	Abschätzung des Einsatzes cadmiumhaltiger Stabilisatoren bei der Herstellung von Fensterprofilen für das Jahr 1998	54
5.1.3	Abschätzung des Imports, Exports und inländischen Verbleibs von PVC-Fenstern und -Fensterprofilen.....	55

5.1.4	Entsorgung von PVC-Altfenstern.....	59
5.2	Anwendungsbereiche cadmiumhaltiger Pigmente.....	61
5.2.1	Herstellung cadmiumhaltiger Pigmente	62
5.2.2	Markt für cadmiumhaltige Pigmente	63
6	Eintrag und Verbleib von Cadmium in Siedlungsabfällen	65
6.1	Eintragsquellen und Mengen	65
6.1.1	Batterien	66
6.1.2	Fensterprofile	67
6.2	Beseitigung von cadmiumhaltigen Produkten mit den Siedlungsabfällen	67
6.2.1	Verhalten von Siedlungsabfällen auf Deponien	68
6.2.2	Verbrennung cadmiumhaltiger Produkte mit den Siedlungsabfällen und ihre Rückstände	70
6.2.3	Verbleib und Verwertungsmöglichkeiten der Rückstände.....	72
7	Cadmiumbilanzen für den Zeitraum 1995 bis 2000	77
7.1	Datenlage	77
7.2	Bilanzen – Import, Export und inländischer Verbleib.....	80
7.3	Diskussion der Bilanzen für den Zeitraum 1995 bis 2000.....	83
8	Weltweite Produktion und Verwendung von Cadmium 1995 bis 2001.....	87
9	Ressourcen- und Abfallmanagement von Cadmium für eine nachhaltige Entwicklung – Diskussion der Ergebnisse	93
9.1	Konzeptionelle Grundlage.....	93
9.2	Abfallwirtschaft und Nachhaltigkeit – die gegenwärtige Situation in Deutschland.....	96
9.3	Probleme und Zielkonflikte eines „nachhaltigeren“ Ressourcen- und Abfallmanagements von Cadmium	97
9.3.1	Cadmiumerzeugung	98
9.3.2	Entstehung eines Cadmiumlagers.....	98
9.3.3	Geordnete Entsorgung (Getrenntsammlung, Recycling oder Deponierung).....	99
9.3.4	Cadmium in Siedlungsabfällen (Deponierung und thermische Abfallbehandlung).....	100
9.4	Schlussfolgerungen	101
	Literaturverzeichnis	105
	Verzeichnis der zitierten Gesetze, Verordnungen und Selbstverpflichtungen	111

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1:	Ausgewählte Inhaltsstoffe von Zinkkonzentraten bei einem deutschen Zinkhersteller.....	9
Tabelle 2:	Cadmiumemissionen in der Abluft einer deutschen Zinkhütte im Jahr 1994.....	11
Tabelle 3:	Cadmiumstoffströme in der deutschen Zink- und Bleiindustrie 1995-2001	17
Tabelle 4:	Kenngrößen der wichtigsten Geräteakkumulatoren	22
Tabelle 5:	Schwermetallgehalt der wichtigsten Batterietypen in Prozent des Gesamtgewichts.....	23
Tabelle 6:	Dimensionen gebräuchlicher NiCd-Akkus.....	23
Tabelle 7:	Cadmiumgehalt von NiCd-Akkumulatoren nach unterschiedlichen Quellenangaben	25
Tabelle 8:	Die wichtigsten Hersteller von NiCd-Akkumulatoren	33
Tabelle 9:	Der EU-weite Verkauf portabler NiCd-Sekundärbatterien, aufgeschlüsselt nach Einsatzgebieten	36
Tabelle 10:	In Deutschland verkaufte portable NiCd-Akkus nach Angaben verschiedener Quellen im Vergleich zur Netto-Menge nach Deutschland eingeführter Akkus.....	37
Tabelle 11:	Bedeutende Unternehmen zum Recycling von NiCd-Akkumulatoren.....	40
Tabelle 12:	Länderspezifische Sammelprogramme für NiCd-Batterien in Europa, Japan, Taiwan und den USA	45
Tabelle 13:	Verkaufte sowie gesammelte/recycelte portable NiCd-Batterien 1995-2001.....	47
Tabelle 14:	In Deutschland verkaufte, gesammelte und verwertete NiCd-Akkumulatoren sowie Cadmiumgehalte der verkauften Batterien und bei der Verwertung gewonnenes Cadmium	49
Tabelle 15:	Cadmiumfracht der in der EU und Norwegen und Schweiz abgesetzten Stabilisatoren sowie Abschätzungen für Deutschland.....	54
Tabelle 16:	Export von PVC-Fensterprofilen.....	56
Tabelle 17:	Import von PVC-Fensterprofilen.....	56
Tabelle 18:	PVC-Fensterprofile: eigene Abschätzungen zur inländischen Produktion, zu Import und Export sowie deren Verbleib zur inländischen Fensterherstellung.....	57
Tabelle 19:	Import und Export von PVC-Türen und -Fenstern sowie der in den PVC-Fenstern enthaltenen PVC-Menge.....	58
Tabelle 20:	PVC-Ströme durch den Import und Export von PVC-Fensterprofilen und -Fenstern sowie inländischer Verbleib von PVC durch den inländischen Absatz von in Deutschland produzierten PVC-Fenstern (in t)	58
Tabelle 21:	Abgeschätzte Cadmiumfrachten in produzierten, importierten und exportierten sowie inländisch verbliebenen PVC-Fensterprofilen und -Fenstern im Zeitraum 1995-2000	59
Tabelle 22:	Abgeschätzte Cadmiumfrachten in cadmiumhaltigen Pigmenten	63
Tabelle 23:	Verwertungsanteile von HMV-Schlacken in Deutschland 1999	76

Tabelle 24:	Eintrag von Cadmium in den Untersuchungsraum Deutschland durch primäre und sekundäre Rohstoffe und den Import von Cadmiummetall und -oxid zur inländischen Nutzung sowie Austrag durch den Export von Cadmiummetall sowie von Zinkerzen und -konzentraten.....	81
Tabelle 25:	Prozentualer Anteil von Export, inländischem Verbrauch und Rest (in Lager, Deponie, als Verunreinigung oder Emission) am Cadmиеintrag durch primäre und sekundäre Rohstoffe sowie den Import von Cadmiummetall und -oxid.....	81
Tabelle 26:	Import, Export und inländischer Verbleib von Cadmium durch Produkte.....	82
Tabelle 27:	Zusammenfassung und Auswertung der Bilanzen für cadmiumhaltige Produkte und deren Ausgangsmaterialien.....	84
Tabelle 28:	Führende Hersteller von raffiniertem Cadmiummetall.....	89

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1:	Berücksichtigte Prozesse, Produkte und Verfahren im Lebenszyklus von Cadmium in den Bilanzen für Deutschland 1995-2000.....	3
Abbildung 2:	Schematische Darstellung der Cadmiumstoffströme bei den wichtigsten Prozessschritten des hydrometallurgischen Verfahrens der Zinkherstellung	8
Abbildung 3:	Schematische Darstellung des Imperial-Smelting-Prozesses (ISP) mit besonderer Berücksichtigung der wichtigsten Cadmiumstoffströme	12
Abbildung 4:	Schematische Darstellung einer Bleiproduktion nach dem QSL-Verfahren	14
Abbildung 5:	Gesamtabsatz der deutschen Zinkindustrie in den Jahren 1995 bis 2001: Export und inländischer Absatz von Cadmiummetall und -legierungen nach eigenen Erhebungen und Abschätzungen	18
Abbildung 6:	Kombinationen industrieller, offener NiCd-Akkus	24
Abbildung 7:	Beispiele für Batteriepacks	24
Abbildung 8:	Mittlerer Cadmiumanteil von 121 NiCd-Geräteakkumulatoren unterschiedlicher Größe, Leistung und Herkunft unter Annahme eines Cd-Gehalts von 4,09 g Cd/Wh.....	25
Abbildung 9:	Schematische Darstellung der Cadmiumstoffströme bei der Herstellung von Taschenplatten-Akkumulatoren.....	28
Abbildung 10:	Schematische Darstellung der Cadmiumstoffströme bei der Herstellung von Akkumulatoren mit Sinterelektroden	29
Abbildung 11:	Schematische Darstellung der Cadmiumstoffströme bei der Herstellung von Akkumulatoren mit Faserelektroden	30
Abbildung 12:	Die weltweite Produktion von NiCd-Akkumulatoren bis zum Jahr 2004 nach unterschiedlichen Quellen	32
Abbildung 13:	Regionale Aufteilung der weltweiten Produktion portabler NiCd-Akkus in den Jahren 1998 bis 2001	32
Abbildung 14:	Entwicklung der Marktanteile unterschiedlicher Akkutypen	34
Abbildung 15:	Aufteilung der weltweit verkauften portablen NiCd-Geräteakkumulatoren nach Anwendungsgebieten	34
Abbildung 16:	Zeitliche Entwicklung der in der EU verkauften NiCd-Akkus.....	35
Abbildung 17:	Cadmiumstoffströme durch Import, Herstellung, Verkauf und Export von NiCd-Akkumulatoren in der EU 1996.....	36
Abbildung 18:	Verkauf portabler NiCd-Akkus in Deutschland aufgrund der Angaben in verschiedenen Quellen.....	38
Abbildung 19:	Schematische Darstellung der Cadmiumstoffströme bei der Aufarbeitung von NiCd-Akkumulatoren nach dem ACCUREC-Verfahren	41
Abbildung 20:	Schematische Darstellung der Cadmiumstoffströme bei der Aufarbeitung von NiCd-Akkumulatoren bei SNAM.....	43
Abbildung 21:	Gesammelte und recycelte NiCd-Akkumulatoren in den EU-Staaten, der Schweiz und Norwegen.	48
Abbildung 22:	Gesammelte und recycelte NiCd-Akkumulatoren in Deutschland.....	49

Abbildung 23: Kunststoffverbrauch in der Bauindustrie Westeuropas 1998 nach Materialien und Produkten/Anwendungen	51
Abbildung 24: Schematische Darstellung der Fertigung von Fenstern und Türen aus Profilen aus Hart-PVC.....	52
Abbildung 25: Kunststoffverbrauch der Bauindustrie Westeuropas 1998 nach Verwendung.	53
Abbildung 26: Verbleib des in Siedlungsabfällen zur Beseitigung enthaltenen Cadmiums in Deutschland	71
Abbildung 27: Mittlere Cadmium-Stoffflüsse in Deutschland im Jahr 1998	86
Abbildung 28: Weltweite Produktion von primärem Cadmiummetall	88
Abbildung 29: Geographische Trends bei der Produktion von primärem Cadmiummetall, prozentuale Anteile der Regionen an der weltweiten Produktion	88
Abbildung 30: Weltweite Produktion und Verbrauch von primärem Cadmiummetall	90
Abbildung 31: Produktion von NiCd-Akkumulatoren in China 1993 bis 2001	91
Abbildung 32: Weltweite Verwendung von Cadmiummetall in den Jahren 1995-2001	92

1 Zielsetzung und Vorgehensweise

In der vorliegenden Studie wurde für einen ausgewählten toxischen Stoff, nämlich das Schwermetall Cadmium, untersucht, welche Mengen sich in Deutschland im Wirtschaftskreislauf befinden, für welche Produkte es verwendet wird und was mit diesen Produkten nach Ablauf ihrer Nutzungsphase geschieht. Hierbei werden nur diejenigen Produkte betrachtet, in denen Cadmium bewusst wegen seiner Eigenschaften eingesetzt wird. Die Analysen wurden dabei schwerpunktmäßig für die Jahre 1995 bis 2000 durchgeführt; soweit es von Bedeutung ist, wird aber auch auf Entwicklungen nach dem Jahr 2000 eingegangen. Des Weiteren wird aufgezeigt, welche Probleme mit der Verwendung von Cadmium verbunden sind und wie sich aufgrund gesetzlicher Regelungen und freiwilliger Selbstverpflichtungen auf nationaler und europäischer Ebene die Nutzung von Cadmium im betrachteten Zeitraum verändert hat. Ziel war es, nicht nur eine Bilanz über die Deutschland betreffenden Cadmium-Stoffflüsse aufzustellen, sondern darüber hinaus die Problematik mit dem Umgang toxischer Stoffe am Beispiel Cadmium vor dem Hintergrund der Nachhaltigkeitsdiskussion zu beleuchten.

Das Projekt wurde eigenfinanziert vom Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse (ITAS) des Forschungszentrums Karlsruhe in der Helmholtzgemeinschaft durchgeführt. Bei ihren Untersuchungen konnte die Arbeitsgruppe auf ihre langjährigen Erfahrungen in den Themenfeldern Stoffstromanalysen und Abfall(-behandlungsmaßnahmen) sowie Nachhaltigkeit zurückgreifen.

Rohstoffe – ihre Herstellung, Verwendung und Entsorgung

Für die Produktion von Industrie- und Konsumgütern werden primäre und sekundäre Rohstoffe benötigt. Die Rohstoffe liegen im Allgemeinen nicht in reiner Form vor, sondern enthalten Nebenbestandteile unterschiedlichster Art in unterschiedlichen Konzentrationen. Diese können bei der Aufbereitung der Rohstoffe ganz oder teilweise als Nebenprodukte abgetrennt und für die Herstellung von Produkten genutzt werden. Sofern keine Verwendungsmöglichkeit besteht, sind sie zu deponieren. Diese Nebenbestandteile können jedoch mit dem Rohstoff auch in das Produkt gelangen.

Haupt- und Nebenbestandteile von Rohstoffen können toxische Eigenschaften besitzen, dies gilt beispielsweise für bestimmte Schwermetalle wie Cadmium, Quecksilber und Blei. Diese können eine Gefährdung für Mensch und Umwelt darstellen.

Eine Belastung von Mensch und Umwelt kann im Prinzip während des gesamten Lebensweges eines Stoffes, also bei der Gewinnung und Verarbeitung der Rohstoffe, bei der Herstellung sowie der Entsorgung der Produkte auftreten. Für die Nutzungsphase des jeweiligen Produkts kann davon ausgegangen werden, dass in aller Regel mit keiner Belastung von Mensch und Umwelt zu rechnen ist.

Nach ihrer Nutzungsphase werden die Produkte zu Abfall. Für den Fall, dass sie toxische Stoffe (in Form von Haupt- oder Nebenbestandteilen) enthalten, ist Sorge dafür zu tragen, dass bei den jeweiligen Abfallbehandlungsmaßnahmen die Gefährdung der Umwelt durch diese Stoffe auf ein Mindestmaß reduziert wird. Toxische Stoffe, die einmal in den Wirtschaftskreislauf gebracht wurden, lassen sich z. T. nur sehr schwer wieder ausschleusen. Zudem besteht die Gefahr einer unkontrollierten Verteilung in die Umwelt.

Je nach Art der Abfallbehandlungsmaßnahme gelangen diese toxischen Stoffe auf die Deponie bzw. in die Rückstände thermischer Abfallbehandlungsanlagen. Die Rückstände werden entweder ebenfalls deponiert oder gelangen im Falle einer Verwertung erneut in den

Wirtschaftskreislauf. Beim Recycling können Stoffe zurück gewonnen und als sekundäre Rohstoffe wieder eingesetzt werden; sie können aber auch als Bestandteil ohne besondere Funktion oder als unerwünschter Nebenbestandteil wieder in neue Produkte gelangen. Durch diese Wiedereinschleusung werden toxische Substanzen erneut in den Wirtschaftskreislauf zurückgeführt.

In vielen Fällen wird durch die Nutzung von Rohstoffen mit toxischen Haupt- oder Nebenbestandteilen auch die Behandlung von Abfällen erschwert. Dies kann dazu führen, dass entsprechende Abfälle als „gefährlich“ eingestuft werden müssen und damit besonderen Regelungen unterliegen.

Um das Vorkommen toxischer Stoffe im Wirtschaftskreislauf einzuschränken oder ganz zu verhindern, sind in der EU in den letzten Jahren zahlreiche gesetzliche Regelungen erlassen worden, die auch in nationale Gesetzgebungen umgesetzt wurden. Ziel dieser Regelungen ist es, die Gefährdung von Mensch und Umwelt durch diese Stoffe so gering wie möglich zu halten.

Im Fokus: Cadmium

Grundlage für die Arbeiten war die Zusammenstellung von Informationen zur Herstellung, Verwendung und Entsorgung von Cadmium sowie cadmiumhaltiger Produkte. Dies geschah sowohl qualitativ durch die Beschreibung von Prozessen zur Rohstoffgewinnung, Herstellung sowie Entsorgung cadmiumhaltiger Produkte als auch quantitativ durch die Aufstellung von Bilanzen für Cadmium für den Zeitraum 1995 bis 2000 für das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland. Die Informationen wurden dabei der Literatur entnommen oder durch Recherchen im Internet, Kontakte zu Verbänden, der cadmiumerzeugenden Industrie sowie zu Herstellern cadmiumhaltiger Produkte gewonnen und durch eigene Abschätzungen und Modellrechnungen ergänzt.

Wie Abbildung 1 zeigt, wurden in der vorliegenden Studie nicht alle Prozesse, Produkte und Verfahren berücksichtigt, in denen Cadmium Verwendung findet oder anfällt. So wurden bei den Rohstoffen im Wesentlichen nur Zn/Pb-Erze berücksichtigt, da die restlichen Nichteisenerze (NE-Erze) für die Erstellung einer Cadmiumbilanz für Deutschland nur von untergeordneter Bedeutung sind. Allerdings wurden die Cadmiumflüsse, die von der Zink/Bleiindustrie an die sonstige NE-Industrie sowie von der Eisen- und Stahlindustrie an die Zinkindustrie gehen, z. T. mit einbezogen. Des Weiteren wurde die Verwendung von Cadmium zur Herstellung von Cadmiummetall, NiCd-Akkumulatoren, Stabilisatoren und Pigmenten berücksichtigt. Auf die Problematik von Cadmium als unerwünschtes Begleitelement beispielsweise in Kohle und Erdöl sowie in Düngemitteln wird nur am Rande eingegangen.

Untersuchungsgebiet für die Erstellung der Bilanzen ist Deutschland, dabei wird auch der Import und Export von Rohstoffen und Gütern mit eingeschlossen. Dies ist notwendig, da viele Produkte, die Cadmium enthalten, insbesondere Batterien, nicht in Deutschland produziert, sondern direkt oder aber als Bestandteil von Elektro- und Elektronikgeräten importiert werden. Umgekehrt können cadmiumhaltige Güter exportiert werden.

Cadmium wurde als Untersuchungsgegenstand für diese Studie ausgewählt, weil es ein toxisches Element ist, dessen Umwelt- und Gesundheitsauswirkungen auf ein Mindestmaß reduziert werden sollten. Cadmium fällt bei der Gewinnung von NE-Metallen, insbesondere von Zink, an und wird für die Herstellung unterschiedlicher Produkte eingesetzt, die sowohl in Deutschland als auch in Europa bzw. weltweit produziert und in den Handel gebracht werden.

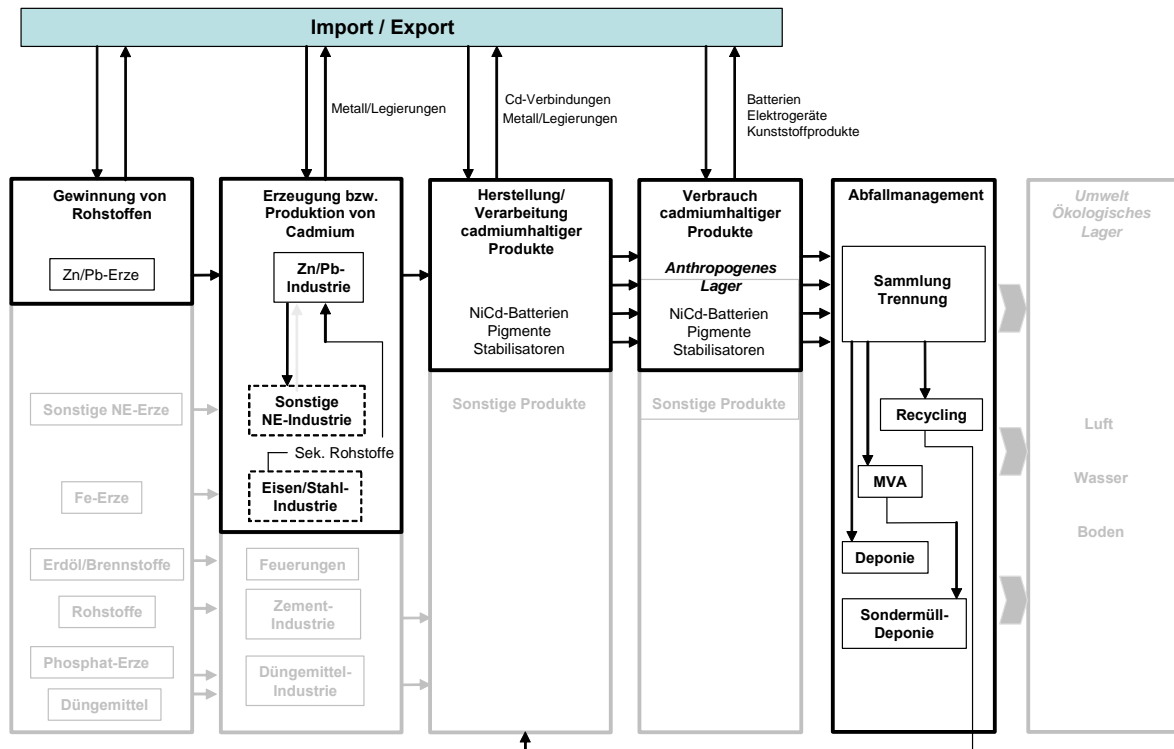


Abbildung 1: Berücksichtigte Prozesse, Produkte und Verfahren im Lebenszyklus von Cadmium in den Bilanzen für Deutschland 1995-2000

Somit reicht es nicht aus, den Blick nur auf Deutschland zu beschränken. Wird die Herstellung cadmiumhaltiger Produkte lediglich in andere (außereuropäische) Länder verlagert, so hat zwar Deutschland auf den ersten Blick Vorteile davon, die mit der Verwendung von Cadmium verbundenen Umweltauswirkungen treten dann aber möglicherweise verstärkt in anderen Ländern auf. Im Rahmen der Nachhaltigkeitsbetrachtungen wird in dieser Studie das Augenmerk auch auf diesen Aspekt gelegt.

Cadmium und Nachhaltigkeit

Obwohl Cadmium ein toxischer Stoff ist, dessen Verwendung zu einer Belastung von Mensch und Umwelt führen kann, wird es noch immer für die Herstellung unterschiedlicher Güter eingesetzt. Um die Verwendung und den Umgang mit Cadmium auf Basis der gesammelten Informationen unter dem Aspekt der Nachhaltigkeit zu diskutieren, wird das im ITAS entwickelte „Integrative Konzept der Nachhaltigen Entwicklung“ herangezogen. Das Kernelement des integrativen Konzepts besteht aus einem Satz von Nachhaltigkeitsregeln, die sich aus den drei konstitutiven Elementen nachhaltiger Entwicklung – der inter- und intragenerativen Gerechtigkeit, der globalen Perspektive und dem anthropozentrischen Ansatz – ableiten und die wesentlichen ökonomischen, ökologischen, sozialen und institutionell-politischen Aspekte gesellschaftlicher Entwicklung reflektieren. Diese Regeln stellen sowohl grundlegende Zielorientierungen für die künftige gesellschaftliche Entwicklung dar als auch – über geeignete Indikatoren zu konkretisierende – Kriterien für die nachhaltigkeitsbezogene Bewertung von Zuständen. Die Bewertungsrichtlinien dieses Konzepts sind somit auch global ausgerichtet. Im Rahmen dieser Studie werden erste Ansätze zur Anwendung dieses integrativen Nachhaltigkeitskonzepts auf die Cadmiumproblematik vorgestellt.

Die Analyse und Bewertung des Cadmium-Stoffstroms in Deutschland nach ökologischen, ökonomischen und sozialen Gesichtspunkten war schon 1992 Thema der Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ des deutschen Bundestages, die sich damals mit dem nachhaltigen Umgang mit Material- und Stoffströmen beschäftigte. Darüber hinaus konnte auf Arbeiten zu Cadmiumbilanzen für die Jahre 1990 bis 1994 aufgebaut werden, die aufgrund einer Erhebung bei den Mitgliedern des Technischen Arbeitskreises Cadmium der Wirtschaftsvereinigung-Metalle für Deutschland erstellt wurden [Balzer 2000].

Aufbau des vorliegenden Berichts

Einleitend wird im Kapitel 2 ein Überblick über die Eigenschaften von Cadmium und dessen Vorkommen in der Umwelt gegeben. Es folgen sowohl qualitative als auch quantitative Beschreibungen der mit dem Lebenszyklus von Cadmium verbundenen Stoffströme. In Kapitel 3 stehen zunächst die Verfahren zur Gewinnung von Zink und Blei, bei denen Cadmium als Kuppelprodukt anfällt, im Mittelpunkt. Insbesondere auf die Prozesse, bei denen Cadmium anfällt, das zu Cadmiummetall bzw. Cadmiumlegierungen weiterverarbeitet werden kann, wird hier näher eingegangen. Neben den für die Metallgewinnung notwendigen Verfahren liegt ein besonderes Augenmerk auf der Beschreibung der dadurch entstehenden Stoffströme. In den folgenden zwei Kapiteln stehen Produkte im Mittelpunkt, für deren Herstellung Cadmium bewusst aufgrund seiner Eigenschaften eingesetzt wird.

Hierzu gehören die Anwendungsbereiche NiCd-Akkumulatoren (Kapitel 4) sowie cadmiumhaltige Stabilisatoren und Pigmente (Kapitel 5). In Kapitel 6 wird der Eintrag cadmiumhaltiger Produkte in die Siedlungsabfälle sowie deren Entsorgung diskutiert. Untersucht werden sowohl die Deponierung als auch die Verbrennung von Abfällen in Müllverbrennungsanlagen (MVA). Die Verwertungsmöglichkeiten der dabei anfallenden Schlacken oder Filterstäube werden vor dem Hintergrund der geltenden gesetzlichen Regelungen dargestellt.

In Kapitel 7 wird unter Verwendung der in den vorhergehenden Kapiteln dargestellten quantitativen Informationen sowie unter Einbeziehung zusätzlicher Daten eine Stoffstrombilanz für Cadmium für Deutschland für die Jahre 1995 bis 2000 aufgestellt und diskutiert.

Ein Überblick über die weltweite Herstellung und den Verbrauch von Cadmium wird in Kapitel 8 gegeben. Dabei wird auch auf die Beiträge Europas, Amerikas und Asiens eingegangen. In dem abschließenden Kapitel 9 wird das im ITAS entwickelte „Integrative Konzept Nachhaltiger Entwicklung“ näher beschrieben. Anschließend werden für das Themenfeld Ressourcenmanagement und Abfall einige aus dem Nachhaltigkeitskonzept abgeleitete grundlegende Regeln bzw. Handlungsleitlinien formuliert. Die in den vorangegangenen Kapiteln dargestellten qualitativen sowie quantitativen Ergebnisse werden sodann anhand dieser Regeln diskutiert.

2 Allgemeines zu Cadmium

Cadmium ist ein weiches, silbrig-weißes Schwermetall mit einem Schmelzpunkt von 320,9 °C, einem Siedepunkt von 767 °C und einer Dichte von 8,64 g/cm³. Es gehört zur 2. Nebengruppe des periodischen Systems der Elemente (sog. Zinkgruppe) und kommt in den meisten Verbindungen in der Oxidationsstufe +2 vor. Mit Ausnahme des Sulfids, Carbonats, Oxids und Hydroxids sind die meisten anorganischen Cadmiumverbindungen gut wasserlöslich.

Das Schwermetall Cadmium ist in der Lithosphäre ubiquitär verbreitet. Angaben über den durchschnittlichen Cadmiumgehalt der Erdkruste schwanken zwischen 0,08 und 0,5 mg/kg. Für die am häufigsten vorkommenden Gesteine werden Durchschnittswerte zwischen 0,09 und 0,16 mg/kg angegeben [Wedepohl 1991]. In der Natur kommt Cadmium am häufigsten als Bestandteil von Zinkerzen vor, reine Cadmiumminerale sind sehr selten. Abgesehen von Einzelvorkommen finden sich höhere Cadmiumkonzentrationen zwischen 0,1% und 5% vor allem in Zinkmineralien (ZnS und Galmei) sowie in Blei- und Kupfererzen. Als die wichtigsten cadmiumhaltigen Mineralien sind Cadmiumblende (CdS, Greenockit), Otavit (CdCO₃) und Monteponit (CdO) zu nennen. Die Tatsache, dass Cadmium auch häufig mit Phosphaterzen vergesellschaftet ist, kann zu Cadmiumbelastungen von Mineraldüngern führen.

Cadmium und seine Verbindungen sind, verglichen mit anderen Schwermetallen, relativ gut wasserlöslich. Sie sind daher im Boden als mobil einzustufen, sind generell eher pflanzenverfügbar und tendieren zur Bioakkumulation. Cadmium gehört zu den Stoffen, die von Pflanzen über die Wurzeln recht gut aus dem Boden aufgenommen werden.

Cadmium ist ein toxisches Schwermetall, das Risiken für die Umwelt und die menschliche Gesundheit birgt. Es weist eine starke Tendenz zur Anreicherung im menschlichen und tierischen Organismus (insbesondere in Niere und Leber) auf. Die Wirkung des Cadmiums auf den Menschen ist gut untersucht. Für den Menschen sind das Schwermetall und alle seine Verbindungen toxisch. Die Schädlichkeit wird durch die Hemmung wichtiger Enzymreaktionen bedingt. Eine chronische Vergiftung durch Akkumulation des Schwermetalls in Leber und Niere kann in erster Linie zu Nierenfunktionsstörungen und Knochenerweichung führen. Wer nicht beruflich exponiert ist, nimmt Cadmium im Wesentlichen über Zigarettenrauch sowie pflanzliche und tierische Lebensmittel auf, da sich das Schwermetall in vielen Pflanzen und Tieren anreichert. Die Cadmiumzufuhr über die Atemluft und das Trinkwasser ist im Vergleich zur Cadmiumzufuhr über die Nahrung vernachlässigbar gering. Cadmium ist als krebserzeugender und erbgutschädigender Stoff eingestuft. Der Nachweis der kanzerogenen Wirkung von inhalierten Cadmium-Verbindungen beruht auf tierexperimentellen Kanzerogenitätsuntersuchungen.

Die möglichen Auswirkungen erhöhter Cadmiumaufnahme auf die menschliche Gesundheit und erhöhten Eintrags in die Umwelt führten dazu, dass in vielen Staaten die Verwendung von Cadmium starken Restriktionen unterworfen ist.

Cadmium, das sich in der Atmosphäre sowie in Böden oder Sedimenten befindet, stammt aus einer Vielzahl natürlicher und anthropogener Quellen. Das eigentlich fest in die Erdkruste eingebundene Cadmium wird überwiegend durch vulkanische Aktivitäten oder Gesteinsverwitterungen freigesetzt. Der Eintrag in die Atmosphäre durch Vulkaneruptionen wurde für das Jahr 1983 auf 140-1.500 t geschätzt [Nriagu 1989]. Durch Gesteinsverwitterung gelangt Cadmium in Böden und aquatische Systeme. Dieser natürliche Prozess spielt eine wichtige Rolle im globalen Cadmiumkreislauf, führt aber selten zu kritischen Cadmiumkonzentrationen in den verschiedenen Umweltkompartimenten.

Als weitaus kritischer sind die durch menschliche Aktivitäten induzierten Cadmiumstoffströme zu betrachten. Die Produktion von Cadmium hat von ca. 100 t/a in den zwanziger Jahren des letzten Jahrhunderts auf derzeit rund 20.000 t/a erheblich zugenommen. Entsprechend wuchs der Eintrag von Cadmium in die Umwelt durch Abfälle, Abwässer oder Emissionen mit der Abluft. Bedingt durch die starke Zunahme des weltweiten Cadmiumverbrauchs sind auch die Belastungen der Umwelt gestiegen. Neben den Emissionen von Cadmiumverbindungen durch die Gewinnung von Zink, Blei und Kupfer wird Cadmium auch durch andere Prozesse freigesetzt, in denen Massenstoffe verwendet werden, die Cadmium als Spuren- oder Begleitelement enthalten. Zu nennen sind hier neben den Verbrennungsprozessen, in denen fossile Energieträger wie Kohle oder Öl eingesetzt werden, auch die Herstellung von Kalk, Zement und Soda, die Eisen- und Stahlproduktion sowie die Verbrennung cadmiumhaltiger Abfälle (Batterien, Pigmente und Stabilisatoren in Kunststoffen).

Da sich Cadmium und einige Cadmiumverbindungen unter 1000 °C bereits verflüchtigen, entweicht der Schadstoff bei vielen thermischen Prozessen mit dem Abgas. In die Luft emittiert, wird das Schwermetall durch Regen und Staubbiederschlag auf den Boden abgelagert. Daher sind in Produktionsanlagen, in denen aufgrund der Zusammensetzung der Ausgangsmaterialien cadmiumhaltige Kuppelprodukte entstehen, bereits seit langem verschiedene Maßnahmen zur weitgehenden Vermeidung einer Umweltbelastung im Einsatz. Hierzu zählen etwa die Abgas- und Abwasserreinigungssysteme in den Anlagen der Nicht-Eisen- sowie der Eisen- und Stahlindustrie (siehe [IPPC 1999]). Die Cadmiumgehalte der Ausgangsmaterialien sind mit Ausnahme derer der Zinkindustrie sehr gering, jedoch erlangen sie durch die großen umgesetzten Mengen Relevanz. Durch die zunehmende Verwertung der in den Abgas- und Abwasserreinigungssystemen anfallenden Stäube und Schlämme, wie Filterstäube aus Elektrolichtbogenöfen, verbleibt Cadmium in dem industriellen Stoffkreislauf. Durch den Einsatz der verschiedenen Rückhaltemaßnahmen zeigen Emissionen und Immissionen von Cadmium seit Ende der 1970er Jahre eine rückläufige Tendenz.

Ursache für erhöhte Cadmiumgehalte landwirtschaftlich genutzter Flächen ist insbesondere der Einsatz von Phosphatdüngern. Rohphosphate, die den Grundstoff der Phosphatdüngerproduktion darstellen, haben im Extremfall Cadmiumgehalte bis zu 0,15 g/kg P_2O_5 ; cadmiumfreie bzw. -arme Vorkommen sind in der Minderheit (< 10%). Zu einem geringeren Maß werden Böden auch durch die Aufbringung von Wirtschaftsdüngern, Bodenverbesserern oder cadmiumhaltigen Klärschlämmen belastet. Kalkstein und Dolomit enthalten Cadmium als natürliches Spurenelement und können bei ihrer Nutzung als Bodenverbesserer zu einer Verbreitung von Cadmium auf großen Flächen beitragen. Die Aufnahme von Cadmium in die Pflanze ist bei niedrigen pH-Werten des Bodens besonders ausgeprägt, weist jedoch je nach Pflanzenart starke Unterschiede auf. Der ausgeprägte Transfer Boden – Pflanzen macht Cadmium im Hinblick auf die landwirtschaftliche und gartenbauliche Nutzung von Böden zu einem „kritischen“ Stoff.

Eine Begrenzung der Cadmiumkonzentrationen in Mineraldüngern wird auf europäischer Ebene diskutiert. Da sich die bislang entwickelten Verfahren zur Eliminierung des Cadmiums während der Düngemittelproduktion wirtschaftlich nicht umsetzen lassen, kommen der Rohstoffauswahl und der Vermeidung übermäßiger Düngemiteleinträge besondere Bedeutung bei der Verringerung der Cadmiumbelastung von Ackerflächen und schließlich des Grundwassers zu. Die Sedimentation von cadmiumhaltigen Schwebstoffen in Überschwemmungsgebieten belasteter Bäche und Flüsse ist von untergeordneter Bedeutung.

3 Stoffströme bei der Gewinnung von Zink/Cadmium sowie der Herstellung von Cadmiummetall und -legierungen

3.1 Allgemeines

Weltweit wird das für den Markt produzierte Cadmium zu ca. 80% als Nebenprodukt der Zinkproduktion gewonnen [Ullmann 2005, Rentz 2001]. In Deutschland wurde im Zeitraum 1995 bis 2001 das für den Verkauf und zur Weiterverarbeitung bestimmte Cadmium praktisch ausschließlich in der Zinkindustrie erzeugt, wobei dort, abhängig von der verwendeten Technologie, z. T. gleichzeitig auch Blei produziert wurde. Bei Hütten, die ausschließlich Blei herstellen, kann das erzeugte Cadmium an die Cadmium produzierenden Zinkhütten weitergereicht werden, jedoch wurde dies im Betrachtungszeitraum nach den vorliegenden Informationen nicht mehr durchgeführt. Da in den letzten Jahren in den Bleihütten verstärkt sekundäre Rohstoffe mit vernachlässigbarem Cadmiumgehalt eingesetzt wurden und zudem der zu erzielende Erlös aus dem Verkauf von Cadmium deutlich zurückgegangen ist, lohnt sich die Weitergabe des Cadmiums an die Cadmiumhersteller nicht mehr. Das anfallende Cadmium wird daher einer Deponierung zugeführt. Als Begleitelement verbleibt es zudem in sehr geringen Konzentrationen (< 1-2 ppm) im produzierten Blei [Marsh 2004, BH 2004].

Das im Betrachtungszeitraum in der Kupferproduktion angefallene Cadmium dürfte mit den in den Prozessen erzeugten Filterstäuben einer Deponierung zugeführt worden sein. Da diese Mengen im Vergleich zu denjenigen der Zink- und Bleiproduktion als klein einzuschätzen sind, werden sie in dieser Studie nicht weiter berücksichtigt.

3.2 Verfahren zur Herstellung von primärem Zink in Deutschland

Im Folgenden werden die in Deutschland verwendeten hydro- und pyrometallurgischen Verfahren der Zinkherstellung, die für die Produktion von Cadmiummetall und Cadmiumlegierungen von Bedeutung sind, kurz erläutert. Hierbei konzentrieren sich die Ausführungen im Wesentlichen auf die Cadmiumstoffflüsse in den Verfahren. Es wird aufgezeigt, welche Prozessschritte bei der Zink- und Bleiproduktion für den Cadmiumstoffstrom von Bedeutung sind und welche stofflichen Umwandlungen Cadmium beim Durchlaufen der Anlagen erfährt. Auch soll deutlich werden, an welchen Stellen das Cadmium aus den Prozessen ausgeschleust werden kann. Um dies darzustellen, ist es notwendig, alle relevanten Prozessstufen kurz zu erläutern. Die Cadmiumstoffflüsse in den Anlagen werden dabei mit Hilfe von Sankey-Diagrammen veranschaulicht. Für eine weiterführende Darstellung der vorgestellten Verfahren und der einzelnen Anlagen in Deutschland mit dem Fokus Zink und Blei wird auf Rentz [Rentz 1999a, 1999b] verwiesen.

3.2.1 Hydrometallurgisches Verfahren

Das hydrometallurgische Verfahren ist das weltweit am häufigsten eingesetzte Verfahren zur Zinkherstellung. Die Weltzinkproduktion erfolgt zu etwa 80% auf der Basis einer elektrolytischen Abscheidung von Zink aus schwefelsauren Zinksulfatlösungen. In Deutschland haben diese Verfahren einen Anteil von etwa 70%. Der große Vorteil des Verfahrens besteht in der großen Reinheit (Zinkgehalt ca. 99,99%) des hergestellten Zinks. Der prinzipielle Ablauf

Zinkkonzentrat ist in Tabelle 1 dargestellt. Im betrachteten Zeitraum 1995-2001 wurden jährlich Zinkkonzentrate mit einem Cadmiumgehalt in der Größenordnung von ca. 1.300 t Cd nach Deutschland importiert.

Der Cadmiumgehalt der Zinkkonzentrate kann beträchtlich schwanken, für die Zinkhersteller ist er heute beim Einkauf der Konzentrate von sekundärer Bedeutung. Von weit größerem Interesse ist der Gehalt der anderen verkäuflichen Nebenprodukte. Im Mittel sind in den Konzentraten ca. 0,2% Cadmium enthalten.

Tabelle 1: Ausgewählte Inhaltsstoffe von Zinkkonzentraten bei einem deutschen Zinkhersteller

Element	Konzentrationsbereich [Massen-%]	Mittelwert [Massen-%]
Zn	46,7 – 61,9	55,0*
Pb	1,0 – 3,2	2,0
Cu	0,03 – 1,03	0,26
Cd	0,14 – 0,48	0,21
Ag	0,006 – 0,04	0,0125
S	30,1 – 37,3	31,7

*: Nach Angaben der International Zinc Association (IZA) enthalten die weltweit geförderten Zinkkonzentrate im Mittel 53% Zink [Rentz 1999a]

Neben Zinkkonzentraten werden im hydrometallurgischen Verfahren in gewissem Umfang auch sekundäre Rohstoffe, wie aufbereitete Stahlwerksstäube aus Lichtbogenöfen (Wälzoxide), eingesetzt, die Cadmium enthalten können. Gegenüber den Konzentraten haben diese eine geringere Bedeutung. Nach [Harz Metall 2004] enthält unausgelaugtes Wälzoxid 50-60% Zink und 0,08-0,14% Cadmium. In Deutschland werden jährlich ca. 60.000 t Wälzoxid in der Zinkindustrie verwendet [WVM 2004], dies entspricht ca. 50-85 t Cadmium.

Röstung der Konzentrate

In einem ersten Schritt werden die Zinkkonzentrate in Wirbelschichtöfen bei Temperaturen von ca. 950 °C geröstet. Hierbei werden die Sulfide von Zink, Cadmium und anderen Metallen in die Oxide überführt, und es entsteht Schwefeldioxid, aus dem Schwefelsäure erzeugt wird. Das eingebrachte Cadmium befindet sich überwiegend in den Flugstäuben. Es folgt eine aufwändige Reinigung der Prozessgase unter Verwendung von Zyklonen, Wäschern und Elektrofiltern. Zur Anreicherung des Cadmiums im Röstgut führt man in vielen Fällen den in der Gasreinigung abgeschiedenen Flugstaub wieder in den Ofen zurück [Ullmann 2005].

Laugung

Vor der Laugung muss das Röstgut gemahlen werden. Die Abluftreinigung der Mahlanlage besteht meist aus Gewebefiltern, wodurch die Cadmiumemissionen gering gehalten werden können. Die Laugung mit Schwefelsäure dient dazu, in einem mehrstufigen Prozess Zink, Cadmium oder Kupfer aus dem Röstgut und aus dem eventuell zusätzlich eingesetzten Wälzoxid zu extrahieren. Hierbei werden die Schwermetalle in lösliche Sulfate überführt. Die anfallende Rohlaugung wird gefiltert und nach Aufheizung mehrstufig gereinigt. Zurück bleibt ein Filterkuchen, der Blei und Silber enthält. Das nach Waschung und Entwässerung verbleibende Blei-Silber-Konzentrat kann verkauft werden. Welcher Anteil des insgesamt eingebrachten

Cadmiums in dem Blei-Silber-Konzentrat verbleibt, darüber liegen keine näheren Informationen vor. Sämtliche in dem Verfahren anfallenden Nebenprodukte (neben Blei-Silber-Konzentrat auch das in „Laugenreinigung“ erzeugte Kupferkonzentrat) dürften zusammen ca. 5% des insgesamt eingebrachten Cadmiums enthalten.

Laugenreinigung

Die Rohlauge muss nun in mehreren Schritten von störenden Begleitstoffen befreit werden. In einem ersten Schritt erfolgt eine Abtrennung des Eisens mit Hilfe des Jarosite-Verfahrens. Danach werden in der ersten Laugenreinigungsstufe die für die Elektrolyse von Zink schädlichen Elemente wie Kupfer, Nickel und Kobalt durch Zusatz von Zinkstaub und Arsenverbindungen ausgefällt. Der ausgefällte Feststoff wird abgetrennt und nach der Reinigung als Kupferkonzentrat verkauft. Auch dieses Konzentrat ist cadmiumhaltig (siehe Abschnitt „Laugung“).

Das Filtrat gelangt in eine zweite Laugenreinigungsstufe. Dort werden durch Zugabe von Zinkstaub in Schwebebettreaktoren die verbliebenen Elemente wie Cadmium und Thallium in Form von metallischen Schwämmen abgetrennt. Dieser Schwamm wird Zementat genannt¹. Durch mehrmaliges Auflösen und Ausfällen entsteht ein Produkt, das zu 90% und mehr Cadmium enthält. Der Verbleib des Zementats hängt von seinem Verwendungszweck ab. Soll es zu Cadmiummetall weiterverarbeitet werden, wird es in die Cadmiumanlage weitergeleitet, im anderen Fall wird das Zementat einer Deponierung zugeführt. Die Eigenschaften des Zementats sind bei einer Deponierung zu berücksichtigen, was in Abschnitt 3.4.2 näher erläutert wird.

Cadmiumanlage

In der Cadmiumanlage werden nach Auflösen des Zementats elektrolytisch Cadmiumbriketts oder Cadmiumbleche mit einem Cadmiumgehalt von 98% und höher hergestellt. Diese Elektrolyseprodukte können verkauft oder zur Herstellung von hochreinem Cadmium (> 99,995%) geschmolzen und einer Vakuumdestillation unterzogen werden.

Elektrolyse bzw. Umschmelzen/Gießen des Zinks

Der Vollständigkeit halber werden die beiden letzten Prozessstufen der Zinkherstellung noch erwähnt. Die Zinkabscheidung aus der gereinigten schwefelsauren Zinksulfatlösung erfolgt elektrolytisch. Das Kathodenzink wird nach einer Reinigung zu Granalien oder Platten umgeschmolzen bzw. gegossen. Produziertes Feinzink der Qualität Z1 darf maximal 0,002% Cadmium enthalten, Zink der Qualität Z2 maximal 0,003% (DIN EN 1179).

In Tabelle 2 sind die Cadmiumemissionen der einzelnen Prozessstufen eines Zinkherstellers für 1994 beispielhaft aufgeführt. Danach waren die Prozessschritte „Laugung“ und „Laugenreinigung“ die für Cadmiumemissionen relevanten Prozessschritte.

Nach den vorliegenden Informationen lagen die Gesamtemissionen in den nachfolgenden Jahren in gleicher Größenordnung, so dass die in Tabelle 2 aufgeführten Werte möglicherweise weiterhin repräsentativ waren. Allerdings gibt ein anderer Zinkhersteller etwas höhere Werte für seine Cadmiumemissionen im Zeitraum 1995 bis 2001 an und stellt Staub als die

¹ Als Zementation bezeichnet man die Abscheidung von Metallen aus Lösungen durch elektrochemische Reaktion.

wesentliche Quelle für Cadmiumemissionen dar. Staubemissionen bei den Röstöfen scheinen nach Prozessunterbrechungen während der Anlaufphase insbesondere in der Vergangenheit eine wesentliche Quelle für Cadmiumemissionen gewesen zu sein [Rentz 1999a]. Umfangreiche Nachrüstungen bei der Abgasbehandlung konnten das Problem vermindern.

Tabelle 2: Cadmiumemissionen in der Abluft einer deutschen Zinkhütte im Jahr 1994

	Cd [kg/a]
Transport/Mahlung Röstgut	0,19
Laugung	2,32
Laugenreinigung	3,44
Gießen/Legieren von Zink	0,06
Cadmiumanlage	2,72
Gesamt	8,73

Quelle: [Rentz 1999a]

Die zur Reinigung der Röstgase neben Entstaubungsanlagen eingesetzten nassen Abgasreinigungsstufen erzeugen cadmiumhaltige Abwässer, die behandelt werden müssen.

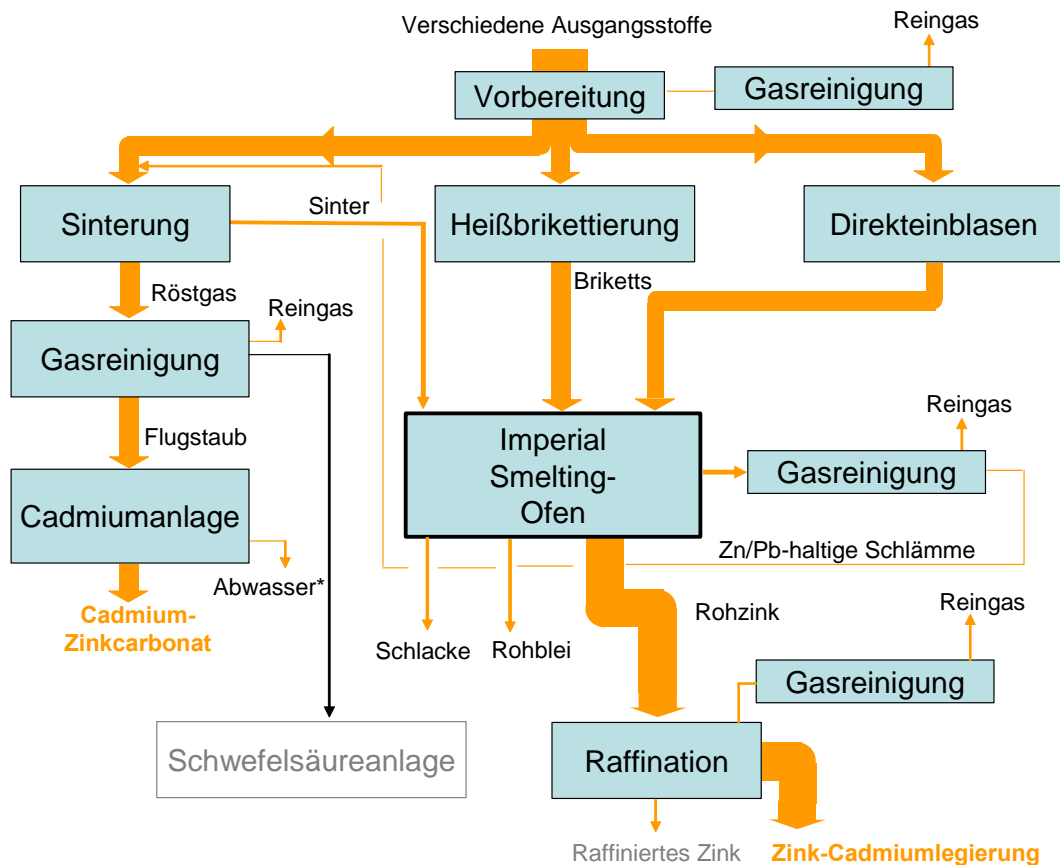
3.2.2 Pyrometallurgische Verfahren

Es existieren verschiedene pyrometallurgische Verfahren für die Zinkherstellung. Wie bereits erwähnt haben sie jedoch für die Weltzinkproduktion eine geringe Bedeutung. Das wichtigste Verfahren ist der Imperial-Smelting-Prozess (ISP) mit rund 12% Anteil an der weltweiten Zinkproduktion [Rentz 2001]. In Deutschland werden ca. 30% des Zinks mit diesem Verfahren hergestellt². Es erweist sich insbesondere für die Verarbeitung von Sekundärmaterialien als vielseitig einsetzbar. Die Imperial-Smelting Ofenanlage erlaubt zudem eine simultane Gewinnung von Zink und Blei aus primären und sekundären Rohstoffen.

Zink, das durch pyrometallurgische Verfahren erzeugt wird, enthält je nach angewandtem Prozess und verwendeten Einsatzstoffen Verunreinigungen wie Blei, Eisen, Cadmium und Arsen. Dieses Rohzink mit ca. 97-98% Zinkgehalt enthält deutlich höhere Cadmiumkonzentrationen als das in hydrometallurgischen Verfahren erzeugte. Zur Herstellung von Feinzink muss das Rohzink daher einer Raffination unterzogen werden. Für den Cadmiumstoffstrom ist wesentlich, dass bei diesem Schritt das Cadmium in Form von Cadmium/Zinklegierungen anfällt. Der Verfahrensablauf des ISP ist in Abbildung 3 schematisch dargestellt. Er verdeutlicht, dass z. T. verschiedene Konditionierungsschritte (Sinterröstung sulfidischer Erzkonzentrate, Heißbrikkettierung oxidischer Vorstoffe) für die unterschiedlichen Einsatzstoffe notwendig sind, bevor diese in den IS-Ofen eingebracht werden können. Das Cadmium kann somit in chemisch sehr unterschiedlicher Form vorliegen. Die Zusammensetzung der Ausgangsstoffe beeinflusst wesentlich die Cadmiumstoffströme in dem Verfahren.

Im Folgenden werden die für den ISP typischen Ausgangsstoffe und die wichtigen Prozessschritte kurz erläutert.

² Bezogen auf die Kapazitäten an erzeugtem Zink der Primärhütten.



Quelle: ITAS

Abbildung 3: Schematische Darstellung des Imperial-Smelting-Prozesses (ISP) mit besonderer Berücksichtigung der wichtigsten Cadmiumstoffströme.
Die für die Cadmiumstoffströme relevanten Prozessschritte sind hervorgehoben.

Ausgangsstoffe

Im ISP können sulfidische Blei- und Zinkkonzentrate eingesetzt werden. Daneben eignen sich auch eine Vielzahl sekundärer Blei- und Zinkmaterialien unterschiedlicher Zusammensetzung wie Schlämme, Rückstände von Abwasserbehandlungen, Schwefelverbindungen, Aschen, Batterien, Filterstäube (Stäube von Lichtbogenöfen (EAF) der Elektrostahlherstellung), die z. T. auch Cadmium enthalten. Bei der IS-Anlage in Deutschland bestand im betrachteten Zeitraum etwa die Hälfte der Einsatzstoffe aus primären Rohstoffen (Blei- und Zinkkonzentrate), die andere Hälfte bestand aus sekundären Rohstoffen.

Sinterröstung

Die sulfidischen Erzkonzentrate – und damit auch Cadmiumsulfid – werden zur Bildung von Metalloxiden und Schwefeldioxid in der Sinteranlage geröstet. Der Sinter wird an den IS-Ofen weitergeleitet. Das Röstgas wird einer mehrstufigen Abgasreinigung zugeführt, bevor es in die Schwefelsäureanlage geleitet werden kann. Wie auch bei dem hydrometallurgischen Verfahren befindet sich das über die Konzentrate eingebrachte Cadmium beim ISP größtenteils in den Flugstäuben der Abgasreinigung des Röstprozesses, aus denen es in der Cadmiumanlage sauer ausgelaugt wird. Nach einer Umsetzung mit Soda liegt das Cadmium letztendlich als Cadmium/Zinkcarbonat vor. Dieses kann verkauft oder einer Deponierung zugeführt werden.

Heißbrikkettierung/Direkteinblasen

Ausgangsmaterialien mit großem Feinanteil (< 10 mm) müssen in der Regel agglomeriert werden, bevor sie dem IS-Ofen zugeführt werden. An IS-Anlagen ist aus diesem Grund häufig eine Heißbrikkettierungsanlage angeschlossen, die eine Brikkettierung feiner oxidischer Materialien, wie zinkhaltiger Aschen, ermöglicht. Es existieren aber auch Technologien, die es ermöglichen, Stäube direkt in den Ofen zu injizieren (Direkteinblasen).

IS-Ofen

Nach der Beladung des IS-Ofens mit Sinter, Heißbrikketts, direkt eingeblasenem Staub und vorgewärmtem Koks werden die überwiegend oxidischen Einsatzstoffe durch den Koks bzw. durch Kohlenmonoxid reduziert. Metallisches Zink und Cadmium gehen hierbei in die Gasphase und werden in einem Absorber (Bleisprühkondensator) durch einen metallischen Bleinebel gebunden. Da die Löslichkeit von Zink in Blei temperaturabhängig ist, bildet sich beim Absenken der Temperatur eine Blei- und eine Zinkphase (Rohzink).

Raffination

Das Rohzink enthält Verunreinigungen wie Blei und Cadmium. Um die gewünschte Reinheit des Zinks zu erzielen, muss eventuell eine mehrstufige Raffination durchgeführt werden, wobei Cadmium in Form einer Cadmium-Zinklegierung anfällt, die verkauft oder deponiert werden kann. Das bei der Raffination anfallende Blei wird in den Absorber zurückgeführt.

Nach [Rentz 1999a] sind die Prozessschritte „Beladung“ und „Sinterröstung“ die für die Cadmiumemissionen relevanten Pfade. Nach Angaben des European Pollutant Emission Register [EPER 2001] scheinen Anlagen mit IS-Öfen höhere Emissionen aufzuweisen als hydrometallurgische Anlagen.

Der Vollständigkeit halber wird ein weiteres pyrometallurgischen Verfahren zur Zinkherstellung, das New-Jersey retorts Verfahren³, erwähnt, das in Deutschland bis Ende der 1990er Jahre betrieben wurde. Allerdings hatte das Verfahren im Zeitraum 1995-2000 für die Cadmiumstoffströme keine Bedeutung und wird deshalb nicht näher erläutert.

3.3 Verfahren zur Herstellung von primärem Blei in Deutschland

Die folgenden Ausführungen skizzieren die in Deutschland eingesetzten Verfahren der primären Bleiproduktion. Die Bleiproduktion besteht ähnlich wie die Zinkherstellung im Wesentlichen aus zwei Schritten: dem Sinterrösten sulfidischer Rohstoffe und der Reduktion des gebildeten Bleioxids zu Blei. Auch hier wird aus dem erzeugten Schwefeldioxid Schwefelsäure produziert.

Das herkömmliche zweistufige Röst-Reduktionsverfahren wird seit 1995 in Deutschland nicht mehr eingesetzt. Es wurde durch moderne kontinuierliche einstufige Direkt-Bleischmelzverfahren ersetzt. Es handelt sich hierbei um das Queneau-Schuhmann-Lurgi (QSL)- und das Siromelt-Verfahren. Der Vorteil dieser Verfahren liegt in dem gegenüber konventionellen Verfahren geringeren Energieverbrauch sowie der Senkung der zu behandelnden Abgasmenge. Die staubförmigen Emissionen (vor allem Blei und Cadmium) konnten

³ Die Anlage stellte im Juni 2000 ihren Betrieb ein [Kerney 2003].

ckenreduktionszone. In der Oxidationszone (ca. 1.000 °C) wird Sauerstoff direkt in das Bad eingedüst, wobei Rohblei, eine bleireiche Schlacke und Schwefeldioxid gebildet werden. Eingebrachtes Cadmium verdampft bei den oben beschriebenen Temperaturen und verlässt partikelgebunden mit dem Abgas den Reaktor. Es befindet sich praktisch vollständig in den Flugstäuben der Abgasreinigungsanlage, die z. T. in die Pelletierungsanlage und damit in den Prozess zurückgeführt werden. Alternativ kann der Staub auch in die Cadmiumanlage überführt werden, in der das Cadmium ausgelaugt und in Zink-Cadmiumcarbonat umgewandelt wird, das entweder an die Zinkhütten abgegeben oder deponiert werden kann. Ein sehr geringer Teil des Cadmiums verbleibt im Rohblei als Verunreinigung, als typisch werden Werte < 1-2 ppm genannt [Marsh 2004; BH 2004].

Die Reduktionszone, in der die bleihaltige Schlacke durch ein Wehr läuft, ist für die Cadmiumstoffströme im Wesentlichen nicht mehr relevant, da praktisch das gesamte Cadmium in der Oxidationszone „ausgetrieben“ wurde. In der Reduktionszone wird das in der Schlacke enthaltene Bleioxid durch Kohlenstaub unter Zusatz von Luft oder Sauerstoff zu metallischem Blei reduziert und dieses mit dem Rohblei der Oxidationszone vereinigt. Das Blei wird abgestochen und einer Vorentkupferung zugeführt, bevor es in der Raffinationsstufe von seinen Verunreinigungen befreit wird. Der Cadmiumgehalt in der Schlacke beträgt 0,002%.

3.4 Cadmiumstoffströme bei der Zink- und Bleiherstellung in Deutschland

Cadmium fällt in Deutschland im Wesentlichen in drei Zinkhütten an, wobei eine Hütte in geringerem Umfang auch simultan Blei erzeugt. Eine weitere im betrachteten Zeitraum Sekundärzink herstellende Hütte, die über eine Reinzink-Raffinationsstufe verfügt, bei der Cadmiumlegierungen anfallen können, wurde aufgrund vernachlässigbarer Mengen an Cadmiumlegierungen in dieser Arbeit nicht berücksichtigt. Des Weiteren müssen auch die Stoffströme zweier Bleihütten berücksichtigt werden, wenn diese auch im Verhältnis zu den Zinkhütten signifikant niedrigere Cadmiummengen erzeugen. Die Bleierzeugung ausschließlich aus bleihaltigen Sekundärmaterialien wird in anderen großen Hütten und einigen kleinen Recyclinganlagen durchgeführt. Diese sind aufgrund der vernachlässigbaren Cadmiumstoffströme in dieser Studie nicht näher erfasst worden.

3.4.1 Cadmiumbilanzen 1995-2001 der primären Zink- und Bleiherstellung in Deutschland

Die Ermittlung der Cadmiumstoffströme in der Zink- und Bleiproduktion in Deutschland konzentrierte sich im Wesentlichen auf diejenigen Zink- und Bleihütten, die im Betrachtungszeitraum Erzkonzentrate eingesetzt haben, da diese Konzentrate aufgrund ihres Cadmiumgehaltes maßgeblich den Cadmiumstoffstrom bestimmen. Die Produzenten von Wälzoxid wurden nicht mit berücksichtigt, da das in den Ausgangsstoffen (hauptsächlich EAF-Staub) enthaltene Cadmium im Wesentlichen im Wälzoxid verbleibt und dies als Sekundärstoff an die Zinkhütten verkauft wird. Sekundäre Zinkhersteller wurden nicht berücksichtigt.

Informationen zum Aufkommen und Verbleib des in Deutschland in der Zink- und Bleiproduktion in den Jahren 1995 bis 2001 anfallenden Cadmiums wurden durch eine Fragebogenaktion, ergänzt durch direkte Befragungen bei den relevanten Unternehmen und Verbänden, erhoben. Diese Fragebogenaktion wurde unterstützt durch den Technischen Arbeitskreis

Cadmium der Wirtschaftsvereinigung Metalle. Befragt wurden überwiegend Mitglieder des Arbeitskreises (Hütten und Verbände). Ergänzt wurde dies durch Informationen aus der in den letzten Jahren veröffentlichten Literatur zu den Zink- und Bleihütten in Deutschland. [Rentz 1999a, 1999b, 2001].

Die zur Verfügung gestellten Daten waren von unterschiedlicher Qualität und Tiefe. Nur wenige Hütten konnten geschlossene Bilanzen zu ihren Cadmiumstoffflüssen zur Verfügung stellen. In diesen Fällen lagen detaillierte Informationen wie Daten zu Eingangsstoffen, verkauftem Cadmium, Veränderungen des Lagerbestands, Reststoffen, Cadmiumfrachten in der Abluft und dem Abwasser vor. Die meisten Unternehmen übermittelten nur Teilmformationen, in manchen Fällen nur grobe Werte oder Angaben zu typischen Mengen. Die Lücken konnten oft durch Nachfragen bei den Unternehmen so weit geschlossen werden, dass die Stoffströme abgeschätzt werden konnten. In einigen Fällen mussten Plausibilitätsannahmen oder Daten anderer Unternehmen mit gleicher Technologie zu Hilfe genommen werden, um die Bilanzen zu schließen.

Relativ gute Informationen liegen zu den jährlich produzierten bzw. verkauften Mengen von Cadmiummetall und -legierungen vor. Dies gilt im Prinzip auch für die in den Hütten anfallenden Emissions- und Abwasserfrachten. Allerdings übermittelten die meisten Hütten zu letzteren nur über den Zeitraum 1995 bis 2001 gemittelte Werte. In den Fällen, in denen keine Daten zur Verfügung gestellt wurden, wurde auf das European Pollutant Emission Register (EPER) zurückgegriffen [EPER 2001].

Zufriedenstellend ist die Datenlage zu den in den Hütten verwendeten primären Einsatzstoffen. Manche Hersteller lieferten Daten zu den in diesen Stoffen enthaltenen Cadmiummengen. Andere stellten nur Näherungswerte zu den Mengen der eingesetzten Konzentrate oder nur Angaben zu dem Verhältnis primäre zu sekundäre Einsatzstoffe zur Verfügung. In diesen Fällen war jedoch die produzierte und deponierte Cadmium-Menge einer Hütte für ein bestimmtes Jahr bekannt, so dass unter Berücksichtigung der Emissions- und Abwasserfrachten und dem Anteil der sekundären Einsatzstoffe der Cadmiuminput über die primären Einsatzstoffe berechnet werden konnte.

Nähere Informationen zu den sekundären Einsatzstoffen konnten nur in relativ geringem Umfang eruiert werden. In manchen Fällen standen hierzu nur Angaben für einzelne Jahre zur Verfügung. Diese wurden dann in erster Näherung auf die anderen Jahre übertragen. In einem Fall wurden nur typische jährliche Einsatzmengen der insgesamt verwendeten Sekundärstoffe genannt. Dennoch konnte der Beitrag der cadmiumhaltigen Sekundärstoffe wie Wälzoxide bzw. EAF-Staub grob abgeschätzt werden. Speziell für die Cadmiumproduktion eingebrachte Sekundärstoffe sind durch die Erhebung nicht vollständig erfasst worden. Hierzu wurden nur von einem der drei Hersteller Angaben gemacht.

Ähnliches gilt auch für das Cadmium, das mit Stäuben der Gasreinigung, Rückständen aus der Laugung (Cadmiumzinkcarbonat) oder Cadmiumzementaten einer Deponierung zugeführt wurde. Die Datenlage war auch hier sehr unterschiedlich. Teilweise wurden zwar genaue Angaben zu den deponierten Cadmiummengen gemacht, nicht jedoch zu der Form, in der das Cadmium dabei vorlag. Hier mussten, um Lücken zu schließen, Abschätzungen und Plausibilitätsannahmen vorgenommen werden, wobei z. T. Sachverhalte und Daten von Hütten ähnlicher Technologie zugrunde gelegt wurden.

Unsicherheiten bestanden insbesondere bei den verkauften Cadmiummengen über die Aufteilung in inländischen Absatz und Export. Hierzu konnten nicht alle Unternehmen nähere Angaben zur Verfügung stellen. Bekannt war allerdings, dass von 1995 bis 2000 bei allen Unternehmen der größere Anteil des hergestellten Cadmiums exportiert wurde. Abnehmer waren nach Firmeninformationen u. a. Länder der EU und asiatische Länder. Der Anteil des inländi-

schen Absatzes musste mit Hilfe von Plausibilitätsannahmen abgeschätzt werden. Hierbei wurde berücksichtigt, dass Ende der 1990er Jahre der inländische Markt nur noch sehr klein war.

Detaillierte Informationen zu Veränderungen des Lagerbestandes von Cadmium wurden von den Zinkherstellern nur in geringem Maße geliefert. Zum Teil konnten die Lageränderungen aber abgeschätzt werden, da zum einen detaillierte Angaben zum Absatz vorhanden waren, zum anderen auch die typische jährliche Produktionsmenge in etwa bekannt war.

In Tabelle 3 sind Angaben zu den Cadmiumstoffströmen in der Zink- und Bleiindustrie in Deutschland in den Jahren 1995 bis 2001 zusammengestellt. Sie beziehen sich auf die Hütten, die primäres Zink herstellen sowie auch auf Zinkerz, das aus Deutschland exportiert wurde. Bei den Einträgen wird zwischen primären und sekundären Rohstoffen unterschieden. Der Austrag berücksichtigt den Export, den inländischen Absatz sowie die deponierte Menge und weist darüber hinaus den „Rest“ aus. Der Rest umfasst, soweit bekannt, die Lageränderungen sowie das in den verkauften Nebenprodukten, in Emissionen und Abwässern enthaltene Cadmium, wobei Emissionen und Abwässer für die Bilanzen einen vernachlässigbaren Beitrag liefern. Der Posten „Rest“ wird im Wesentlichen durch die Lageränderungen beeinflusst.

Tabelle 3: Cadmiumstoffströme in der deutschen Zink- und Bleiindustrie* 1995-2001 (in t Cd)

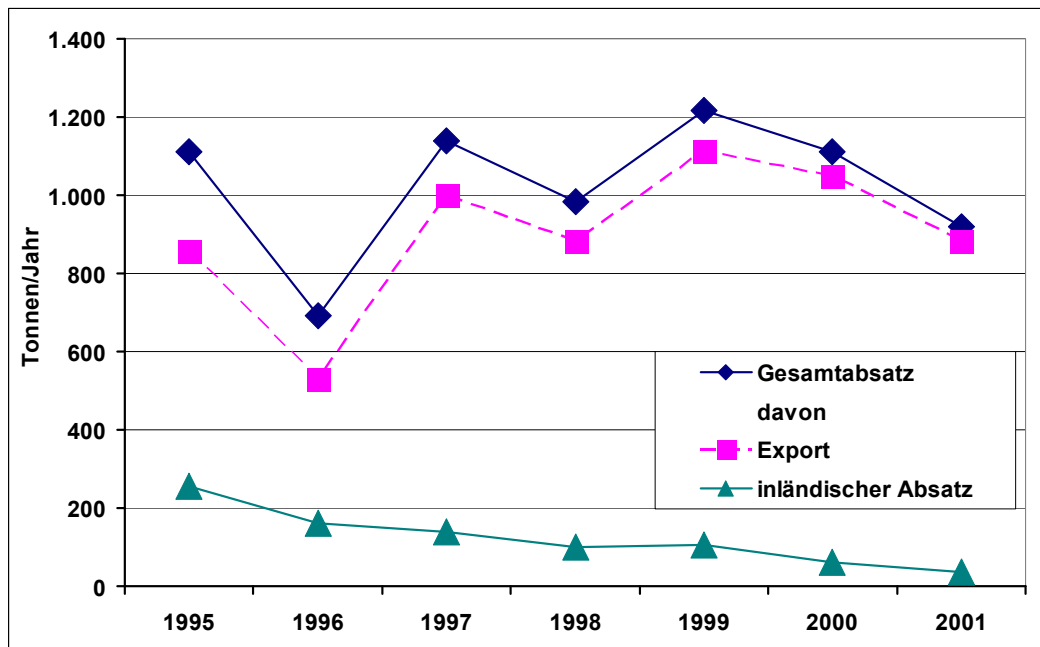
	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
EINTRAG							
Primäre Rohstoffe (Import)	1.302	1.234	1.239	1.303	1.281	1.244	1.246
Sekundäre Rohstoffe	155	118	111	115	112	123	117
Summe Eintrag	1.457	1.352	1.350	1.418	1.393	1.367	1.363
AUSTRAG							
Zinkerz (Export)	87	92	83	113	129	116	125
Export Metall + Legierungen	857	530	1.001	883	1.113	1.050	884
Summe Austrag (Export)	944	622	1.084	996	1.242	1.166	1.009
VERBLEIB							
Inlandsabsatz Metall + Legierungen	255	162	139	99	105	62	35
Deponie	147	140	130	125	117	127	617
Summe Export, Inlandsabsatz und Deponie	1.346	924	1.353	1.220	1.464	1.355	1.661
<i>Rest (Lageränderungen, Cd in Nebenprodukten, Emissionen)</i>	111	426	-3	201	-73	10	-296

*) es wurden nur Primärhütten sowie der Handel mit Zinkerz berücksichtigt

Der Eintrag von Cadmium in die Hütten wurde überwiegend durch den Cadmiumgehalt der aus primären Rohstoffen erzeugten Konzentrate bestimmt. Sekundäre Rohstoffe (Wälzoxide, EAF-Stäube), soweit sie zu Primärhütten zur Zink- und Bleiproduktion transferiert wurden, hatten am Input nach unseren Erhebungen/Abschätzungen nur einen kleinen Anteil (ca. 10%). In den aufgeführten Mengen sekundärer Rohstoffe sind für 1995 und 1996 auch die speziell für die Cadmiumproduktion eingebrachten Sekundärstoffe mit berücksichtigt (für 1995 ca. 40 t, für 1996 < 10 t). Wie schon erwähnt liegen zu diesen Einsatzstoffen nur unvollständige Informationen vor. Es ist allerdings anzunehmen, dass sekundäre stark cadmiumhaltige Rohstoffe Ende der 1990er Jahre keine Bedeutung mehr hatten.

Die zwischen 1995 und 2001 verkauften Cadmiummengen (Summe aus dem Export von Metall und Legierungen sowie dem Inlandsabsatz von Metall und Legierungen) weisen, wie in Abbildung 5 dargestellt, Schwankungen im Bereich zwischen 700 und 1.200 t auf. Im Jahr 1996 war ein deutlicher Absatzeinbruch zu verzeichnen, die abgesetzte Cadmiummenge sank auf einen Wert von rund 700 t. Danach erholte sich der Absatz wieder und stieg 1999 auf ca.

1.200 t. Anschließend zeigte der Cadmiumabsatz wieder einen abnehmenden Trend. Da die Zinkstatistiken für die Zinkproduktion im Zeitraum 1995-2001 keinen ähnlichen Trend darstellen, muss es beim Cadmium z. T. zu deutlichen Veränderungen der Lagerbestände gekommen sein. Insbesondere dürften 1996 die Cadmiumlagerbestände aufgestockt worden sein, in den folgenden Jahren wurden diese z. T. wieder abgebaut.



Quelle: ITAS

Abbildung 5: Gesamtabsatz der deutschen Zinkindustrie in den Jahren 1995 bis 2001: Export und inländischer Absatz von Cadmiummetall und -legierungen nach eigenen Erhebungen und Abschätzungen

Dies gilt insbesondere für das Jahr 2001. Wie schon erwähnt, deponierte ein Zinkhersteller wegen der Stilllegung seiner Cadmiumanlage in diesem Jahr sein anfallendes Cadmium vollständig. Andere Hütten konnten den Markt verstärkt durch den Abbau ihrer Lagerbestände beliefern.

Obwohl bei annähernd konstanter Produktion nach unseren Erhebungen/Abschätzungen der Inlandsabsatz von Cadmium von 1995 bis 2001 deutlich zurückging, zeigen die Zahlen für den Export nicht in gleichem Maße den umgekehrten Trend. Zum einen sind die Schwankungen beim Gesamtabsatz in diesem Zeitraum zu groß, um bei den bestehenden Unsicherheiten bei der Aufteilung des Gesamtabsatzes in Export und inländischen Absatz einen entsprechenden Trend feststellen zu können. Zum anderen deuten die vorhandenen Daten an, dass in den Hütten bei den Lageränderungen oft unterschiedliche und gegenläufige Trends stattfanden, was sich auch entsprechend auf den Absatz auswirkte.

Nach unseren Abschätzungen dürften etwa 10% des bei der Zink- und Bleiherstellung anfallenden Cadmiums in den Jahren 1995 bis 2000 einer Deponierung zugeführt worden sein. Es handelt sich hierbei hauptsächlich um Cadmium, das bei der Abgasreinigung in den Röst- bzw. Schmelzprozessen anfällt. Im Jahre 2001 stieg die deponierte Cadmiummenge sprunghaft auf ca. 600 t, da, wie schon aufgeführt, ein Zinkhersteller das bei der Zinkproduk-

tion anfallende Cadmium komplett einer ordnungsgemäßen Beseitigung zugeführt hat. Dies entspricht ca. 50% des mit den primären Rohstoffen importierten Cadmiums.

3.4.2 Deponierung von Cadmium

Das bei der Zink- und Bleigewinnung über die Rohstoffe eingebrachte Cadmium findet sich zum größten Teil in den Flugstäuben der Gasreinigung aus den Röst- und Schmelzprozessen. Überwiegend werden die Stäube in die Prozesse zurückgeführt. Ein Teil der Stäube kann auch einer Deponierung zugeführt werden.

Bei den hydrometallurgischen Verfahren der Zinkgewinnung wird das im Röstgut enthaltene Cadmium ausgelaugt und mit Zinkstaub als Cadmiumzementat ausgefällt, um entweder zu verkaufsfähigem Cadmiummetall in der Cadmiumanlage verarbeitet oder einer Deponierung zugeführt zu werden (siehe Abschnitt 3.2.1 „Laugenreinigung“). Bei einer Deponierung sind gewisse Eigenschaften des Zementats zu beachten: Eine Ausgasung von Wasserstoff (Knallgaserzeugung) kann nicht ausgeschlossen werden, so dass eine Ablagerung des Zementats in einer untertägigen Sonderabfalldeponie (Deponieklasse IV) problematisch ist. Nach einer Verfestigung und entsprechenden Konditionierungsschritten können die Z5-Zuordnungswerte (Eluatwerte nach Einbauklassen gemäß LAGA⁴ für eine Deponierung auf einer oberirdischen Sonderabfalldeponie (Deponieklasse III)) eingehalten werden, so dass eine oberirdische Deponierung des Zementats möglich ist.

Cadmium, das in den Flugstäuben der pyrometallurgischen Verfahren der Zink- und Bleigewinnung enthalten ist, trennt man in der Regel auch durch Laugung ab. Bei der Aufarbeitung fällt Cadmium in Form von Cadmium-Zinkcarbonat bzw. als Cadmiumcarbonat an, das nach den vorliegenden Informationen im Betrachtungszeitraum in Sonderabfalldeponien beseitigt wurde.

Nach den vorliegenden Informationen wurden im betrachteten Zeitraum 1995-2001 keine Zink-Cadmiumlegierungen, die bei der Raffination von Rohzink in den pyrometallurgischen Verfahren entstehen, einer Ablagerung zugeführt.

⁴ LAGA Mitteilung 20: <http://www.laga-online.de/mitteilungen/docs/AllgTeil%20Endfassung%20031106.pdf>

4 Anwendungsbereich Nickel-Cadmium-Akkumulatoren

Nickel-Cadmium-Akkumulatoren (NiCd-Akkumulatoren, auch NiCd-Sekundärbatterien) zur Energiespeicherung sind heute das wichtigste Einsatzgebiet von Cadmium. Entsprechend ihrer Anwendungsmöglichkeiten lassen sie sich in NiCd-Gerätebatterien und NiCd-Industriebatterien einteilen.

Gasdichte NiCd-Gerätebatterien (mittleres Gewicht etwa 40 g) kommen fast ausschließlich als Bestandteil von Notbeleuchtungen, schnurlosen Telefonen, Spielzeug, Haushaltsgeräten, vor allem aber Akku-Werkzeugen auf den Markt. In geringerem Umfang werden sie auch einzeln verkauft. Es gibt sie als Knopfzellen, Rundzellen oder als prismatische Zellen.

NiCd-Industriebatterien sind große, meist offene Akkumulatoren, die ähnlich wie offene Bleiakkumulatoren aufgebaut sind. Das Gewicht einer einzelnen Zelle liegt in der Regel über 1 kg, kann aber auch mehr als 70 kg betragen. NiCd-Industriebatterien werden stationär in Notstromversorgungen, zur Energiespeicherung, als Starthilfe oder in Signal- und Telekommunikationsanlagen eingesetzt. In mobilen Anwendungen finden sie sich in Eisenbahnen, Straßen- und U-Bahnen, in Schiffen und Flugzeugen, aber auch in batteriebetriebenen Fahrzeugen. Die Lebensdauer von Industriebatterien liegt häufig bei weit über 20 Jahren.

NiCd-Akkumulatoren: Bezeichnungen und Abgrenzungen

Im Zusammenhang mit NiCd-Akkumulatoren kursieren unterschiedliche Begriffe mit nicht immer genau festgelegten Abgrenzungen.

Wenn von „NiCd-Zellen“ die Rede ist, geht es um die Kombination aus einer positiven und einer negativen, cadmiumhaltigen Elektrode, umgeben von einem Elektrolyten. Die Spannung einer einzelnen NiCd-Zelle beträgt unabhängig von ihrer Größe ca. 1,2 V.

In einem Akkumulator (kurz: „Akku“) können mehrere Zellen zusammengefasst sein. Die Begriffe „NiCd-Akkumulator“ und „NiCd-Sekundärbatterie“ sind identisch, aber auch „NiCd-Batterie“ ist im Grunde noch eindeutig, da es keine NiCd-Primärbatterien gibt. Im Englischen ist der Begriff „Accumulator“ weniger gebräuchlich, man spricht von „NiCads“ oder „Ni-Cad-Batteries“.

Bei portablen Akkumulatoren oder Geräteakkumulatoren (engl.: „Portables“) handelt es sich immer um gasdichte, geschlossene Zellen. Man deckt damit die Anforderungen im großen Bereich der Consumer-Anwendungen ab. Industrielle Akkumulatoren finden sich bei stationären und mobilen Anwendungen. Es gibt hier meist offene Zellen, aber auch geschlossene, wartungsfreie Typen. Die Kategorie der professionellen Akkumulatoren wird bisweilen dazu genutzt, bei den Geräteakkumulatoren zwischen professionellen und Consumer-Anwendungen zu unterscheiden. Professionelle Anwendungen wären hierbei im Handwerk (Powertools), bei den Notbeleuchtungen oder im medizinischen oder militärischen Bereich zu suchen.

Die Möglichkeit, Akkumulatoren oder sekundäre Batterien je nach Typ bis zu mehr als 1000 mal wieder aufzuladen, bis sie das Ende ihrer Lebensdauer erreichen, unterscheidet sie von den so genannten primären Batterien, die in der Regel nicht wieder aufgeladen werden können und somit nach ihrer einmaligen Nutzung zu Abfall werden (zu den Bezeichnungen siehe Box am Ende des Abschnitts).

Im Bereich Sekundärbatterien wurden bis Anfang der 1990er Jahre fast ausschließlich Nickel-Cadmium- und Blei-Säure-Akkumulatoren eingesetzt, letztere insbesondere als Starterbatterien. Mit der steigenden Nachfrage nach Laptops, Handys, Digitalkameras u. a. stieg seit Mitte der 1990er Jahre auch der Bedarf an wiederaufladbaren Gerätebatterien. Ein großer Teil dieses zunehmenden Bedarfs wurde durch die in den 1990er Jahren entwickelten Nickel-Metallhydrid- und Lithium-Ionen-Batterien gedeckt. Dadurch verringerte sich zwar der Anteil von NiCd-Akkumulatoren, ihre absolute Menge blieb jedoch zunächst konstant.

Die wichtigsten Eigenschaften und Anwendungsgebiete der heute gebräuchlichen Geräteakkumulatoren sind in Tabelle 4 aufgeführt. Darin wird deutlich, dass NiCd-Akkumulatoren durchaus Vorteile gegenüber den anderen Batterietypen haben, so der große Temperaturbereich, der eine Anwendung auch in sehr kalter Umgebung möglich macht oder ein geringer Innenwiderstand, der einen hohen Spitzenstrom erlaubt und den häufigen Einsatz in Power-tools erklärt. Bei moderater Selbstentladung und einer hohen Anzahl möglicher Ladezyklen liegen zudem die Kosten pro Ladezyklus bei den NiCd-Akkus auf sehr niedrigem Niveau.

Tabelle 4: Kenngrößen der wichtigsten Geräteakkumulatoren

	NiCd	NiMH	Blei-Säure	Li-Ion	Li-Ion polymer	Wiederverwendbare Alkali-Mangan
Energiedichte (Wh/kg)	45-80	60-120	30-50	110-160	100-130	80 (frisch)
Innenwiderstand in mΩ (mit nötiger Schutzschaltung)	100 - 200 6V pack	200 - 300 6V pack	<100 12V pack	150 - 250 7,2V pack	200 - 300 7,2V pack	200 - 2000 6V pack
Zahl der Ladezyklen (bis 80% der ursprünglichen Kapazität)	1500	300 - 500	200 - 300	500 - 1000	300 - 500	50 (bis 50%)
Schnellladezeit	1h typisch	2-4h	8-16h	2-4h	2-4h	2-3h
Überladungstoleranz	mittel	klein	hoch	sehr klein	klein	mittel
Selbstentladung / Monat (bei Raumtemperatur)	20%	30%	5%	10%	~10%	0,3%
Zellenspannung (nominal)	1,25V	1,25V	2V	3,6V	3,6V	1,5V
Temperaturbereich (beim Entladen)	-40 - 60°C	-20 - 60°C	-20 - 60°C	-20 - 60°C	0 - 60°C	0 - 65°C
Kosten pro Zyklus (US\$)	\$0,04	\$0,12	\$0,10	\$0,14	\$0,29	\$0,10-0,50

Quelle: <http://www.batteryuniversity.com>

Bei der Auswahl bestimmter Batterietypen werden inzwischen neben den anwendungsspezifischen Eigenschaften der Batterien (die nicht nur deren elektrische Kennwerte sondern auch ihre Handhabung in der Gebrauchsphase mit einschließt) auch umweltrelevante Aspekte berücksichtigt. Dazu gehören eine die Umwelt nicht gefährdende Entsorgung sowie die Wiedergewinnung der in den Batterien enthaltenen Wertstoffe. In diesem Zusammenhang wird insbesondere der Gehalt von Blei, Cadmium und Quecksilber in den Batterien diskutiert, der eine gesicherte und geordnete Entsorgung der Batterien notwendig macht. Tabelle 5 gibt einen Überblick über den prozentualen Schwermetallgehalt der wichtigsten Batterietypen.

Tabelle 5: Schwermetallgehalt der wichtigsten Batterietypen in Prozent des Gesamtgewichts

	Quecksilber	Cadmium	Blei	Zink	Nickel	Mangan	Eisen	Kobalt
Primärbatterien								
Zink-Kohle	0,0005	0,007	0,15-2	35		18	21	
Alkali-Mangan	0,0013	0,0074	0,040-2	35		28	28	
Knopfzellen	2							
Sekundärbatterien (Gerätebatterien)								
NiCd		15-20		0,060	15-20	0,083	29-40	0,6
NiMH					25-46	0,81-3,0	20-25	1,0-4,5
Lithium					12-15	10-15	4,7-25	12-20
Sekundärbatterien (Starterbatterien)								
Blei-Säure			60-70					

Quelle: nach [Rentz 2001, EU 2003]

4.1 Eigenschaften und Cadmiumgehalt von NiCd-Akkumulatoren

Wie bereits erwähnt unterscheidet man NiCd-Akkumulatoren entsprechend ihrer Anwendungsmöglichkeiten, ihres Aufbaus und ihrer Dimensionierung. *NiCd-Industriebatterien* sind i.a. nicht standardisiert, sondern ihren Anwendungen entsprechend sehr unterschiedlich ausgelegt. Die Größe der *NiCd-Gerätebatterien* dagegen unterliegt einer gewissen Standardisierung. Bei den zylindrischen Zellen (oder Stabzellen) gibt es die Unterscheidung nach ANSI mittels der Buchstabenkombinationen AAAA, AAA, AA, A, SC, C, D, F und M, die von den meisten NiCd-Akku-Herstellern insbesondere in Fernost verwendet wird. Zusätzlich zu diesen Haupttypen gibt es eine Vielzahl von Zwischengrößen unterschiedlicher Höhe, die beispielsweise mit 4/5AAA, 2/3AA oder 7/5A bezeichnet werden. In Deutschland sind die Bezeichnungen Micro, Mignon, Baby und Mono für die Größen AAA, AA, C und D gebräuchlich. Tabelle 6 gibt einen Überblick über die Größe (Durchmesser und Höhe) und das Gewicht der Zellen, das von der Bauart und der Kapazität der Zellen abhängig ist. Das mittlere Gewicht aller in Europa auf den Markt gebrachten NiCd-Gerätebatterien wird in Marktanalysen mit 38 g angegeben [Wiaux 2001].

Tabelle 6: Dimensionen gebräuchlicher NiCd-Akkus

	Durchmesser in mm	Höhe in mm	min. Kapazität in mAh	max. Kapazität in mAh	min. Gewicht in g	max. Gewicht in g
Knopfzellen	11,5 - 43	3 - 9	15	600	1,2	30,5
AAAA	7,9	41,5	130	150	5,6	7
AAA	10,1	42,5	220	400	10	14
AA	14,1	50	500	1.150	18,5	26
A	17,1	50	1.000	1.750	29,5	36
SC	22,5	43	1.300	2.300	32	54
C	25,5	50,5	1.200	3.600	52	88
D	32,5	61,5	1.200	6.000	62	160
F	33,2	91	7.000	8.000	200	230
M	43,1	91	12.000	12.000	400	400

Die Spannung einer einzelnen NiCd-Zelle, unabhängig von ihrer Größe, beträgt ca. 1,2 V. Um für bestimmte Anwendungen andere Spannungswerte (oder aber auch Leistungen) bereitstellen zu können, müssen deshalb mehrere Zellen zusammengeschaltet werden. Dies geschieht bei industriellen, offenen Zellen auf sog. „racks“ (Abb. 6), während für Powertools, schnurlose Telefone und andere Anwendungen sog. Batterie-„packs“ aus standardisierten geschlossenen Einzelzellen zusammengestellt werden (Abb. 7).



Quelle: <http://www.saftbatteries.com>

Abbildung 6: Kombinationen industrieller, offener NiCd-Akkus

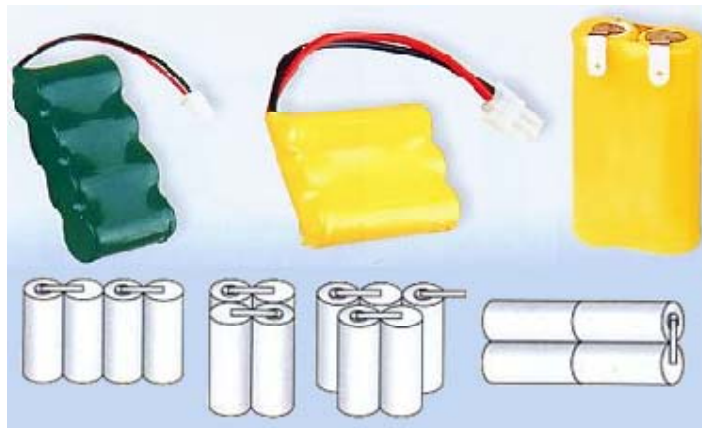


Abbildung 7: Beispiele für Batteriepacks

NiCd-Akkumulatoren bestehen aus unterschiedlichen Materialien: Eisen und Kunststoffe finden sich in der Ummantelung bzw. mechanischen Struktur der Akkus, Nickel und Cadmium bilden die so genannten aktiven Materialien, Kalilauge und Wasser den Elektrolyten.

Die Angaben zum Cadmiumgehalt schwanken in der Literatur erheblich. Tabelle 7 zeigt exemplarisch einige Werte für den Cadmiumgehalt von Geräte- und Industrieakkumulatoren, wie sie unterschiedlichen Studien entnommen wurden. Der prozentuale Cadmiumgehalt von Gerätebatterien ist i.a. größer als der von Industriebatterien, da bei ersteren aufgrund ihrer gasdichten Konstruktion eine Cadmiumelektrode mit vergrößerter Oberfläche eingesetzt wird (siehe dazu Abschnitt 4.2). Darüber hinaus können die prozentualen Cadmiumgehalte auch

für verschiedene Batterietypen sehr unterschiedlich sein, je nachdem, welche Größe die Akkumulatoren aufweisen und welche Kapazität sie haben.

Tabelle 7: Cadmiumgehalt von NiCd-Akkumulatoren nach unterschiedlichen Quellenangaben

	[COWI 2000]	[Rentz 2001]	[Rydh 2001] [Rydh 2003]	[TRAR 2003]
Geräteakkus	18%	17%	15-20% 4,09 g Cd/Wh	13,8%
Industrieakkus	3-7% 5 g Cd/Ah	5%	k. A.	8%

[Rydh 2001] zitiert in seiner Dissertation eine Diplomarbeit von M. Kirmayer aus dem Jahr 1995, in der der Cadmiumgehalt von NiCd-Akkumulatoren aus der Produktion von VARTA (Werk Hagen) in Relation zu ihrem Energieinhalt angegeben wurde. In Abbildung 8 wurde mit Hilfe dieser Angaben der Cd-Anteil von Gerätebatterien in Prozent des Zellengewichts in Abhängigkeit vom Gewicht der Akkumulatoren aufgetragen. Berücksichtigt wurden dabei die Angaben in den Datenblättern von 121 NiCd-Geräteakkumulatoren unterschiedlicher Größe (alle jedoch leichter als 100 g) und Leistung unterschiedlicher Hersteller. Der mittlere prozentuale Cd-Gehalt aller berücksichtigten Batterien beträgt demnach unter Annahme eines Cd-Gehalts von 4,09 g Cd/Wh [Rydh 2003] etwa 15% und liegt damit in dem durch die Literaturangaben vorgegebenen Bereich. Je nach Häufigkeitsverteilung der eingesetzten Akkumulatoren und Abweichungen des realen Cd-Gehalts vom hier angenommenen Wert wird der mittlere prozentuale auf das Zellgewicht bezogene Cadmiumgehalt von diesen 15% abweichen.

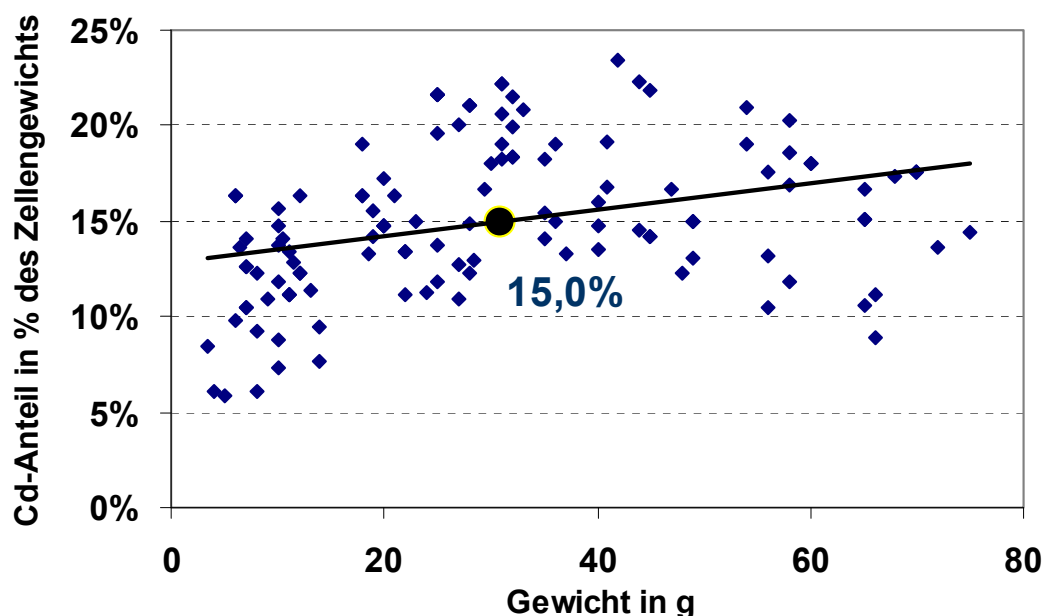


Abbildung 8: Mittlerer Cadmiumanteil von 121 NiCd-Geräteakkumulatoren unterschiedlicher Größe, Leistung und Herkunft unter Annahme eines Cd-Gehalts von 4,09 g Cd/Wh

4.2 Aufbau und Herstellung von NiCd-Akkumulatoren

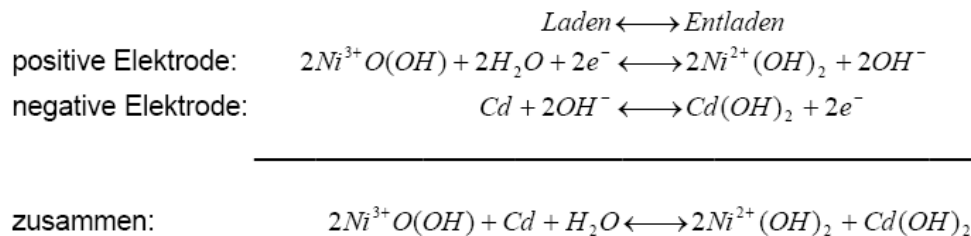
4.2.1 Chemie

Die Funktionsweise von NiCd-Akkumulatoren beruht auf einer reversiblen elektrochemischen Reaktion zwischen Cadmium- und Nickelelektroden in einem alkalischen Elektrolyten. Die positive Elektrode ist eine Nickelhydroxid-Elektrode, bei deren aktiver Masse es sich um nicht-stöchiometrische Hydroxide und Oxihydroxide handelt. Die Wertigkeit von Nickel beträgt in erster Näherung zwischen II und III. Die Ni^{2+} - und Ni^{3+} -Verbindungen kommen in je zwei Modifikationen vor, die bei der normalen Lade- und Entladereaktion nur paarweise ineinander umgewandelt werden. Die negative Elektrode besteht aus metallischem bzw. hydroxidischem Cadmium. Der Wertigkeitsbereich von Cadmium liegt zwischen 0 und II. Als Elektrolyt wird Kali- oder Natronlauge verwendet.

Die aktiven Cadmium- und Nickel-Materialien sind in dem Elektrolyten unlöslich. Der Elektrolyt ist nicht an der elektrochemischen Reaktion beteiligt, die Elektrolyt-Ionen haben lediglich die Funktion von Ladungsträgern. Als Nebenreaktion kann aber eine Wasserzersetzung auftreten. Zur Vermeidung einer Wasserstoffentwicklung haben bestimmte Akkumulatortypen einen Cadmiumüberschuss als „Ladereserve“. Dies ist besonders am Ende des Ladevorgangs und bei Überladung der Akkus von Bedeutung.

Während der Entladung wird das Cadmium der Cadmiumelektrode zu Cadmiumhydroxid oxidiert, wobei zwei Elektronen frei werden, während sich bei der Ladung des Akkus die umgekehrte Reaktion abspielt: Hydratisiertes Nickel(III)-oxid wird zu Nickel(II)-hydroxid reduziert.

Die Reaktionen beim Laden/Entladen lassen sich durch folgende vereinfachte Reaktionsgleichungen angeben:



Die Ruhespannung beträgt rund 1,2 V. Sie variiert mit der Zusammensetzung des Nickelhydroxids. Die theoretische Energiedichte beträgt rund 240 Wh/kg. Sie hängt von der Zusammensetzung des Nickelhydroxids ab. Praktisch werden 45-80 Wh/kg erreicht.

4.2.2 Aufbau

Je nach Art der verwendeten Elektroden wird bei NiCd-Akkumulatoren zwischen Taschenplatten-Akkumulatoren, Akkumulatoren mit Sinter-, Foam- und Faser-Elektroden unterschieden. Der **Taschenplatten-Akkumulator** repräsentiert die älteste und herkömmliche Bauweise der NiCd-Akkus und kommt hauptsächlich bei Industriebatterien zur Anwendung. Das aktive Material der beiden Elektroden wird von perforiertem Stahl- bzw. Nickelblech (der „Tasche“) umhüllt, wobei diese Hülle dem Elektrodenmaterial zugleich mechanischen Halt verleiht und als Stromableiter dient. Jede Zelle besteht aus einer Anzahl von parallel angebrachten positiven und negativen Elektroden, die eine Plattengruppe darstellen. Vernickelter Stahl wird als Verbindungselement und für die Anschlüsse verwendet. Die Elektroden und die Abstandshal-

ter werden in einen Elektrolyten (meist KOH) eingetaucht. Mit diesem Typ kann ein breiter Kapazitätsbereich (5 Ah bis mehr als 1200 Ah) abgedeckt werden, so dass diese Akkumulatoren ein weites Anwendungsfeld bieten.

Eine bedeutende Weiterentwicklung des herkömmlichen NiCd-Akkus stellen Akkumulatoren mit Sinterelektroden dar, die im Jahr 1958 der gasdichten Bauweise zum Durchbruch verhalfen. Damit entstand eine absolut dichte wartungsfreie Batterie, aus der weder Gas noch Elektrolytnebel entweichen kann. Es konnten Zellen mit geringem Innenwiderstand konzipiert werden, da der Elektrolyt (KOH) an den Reaktionen nicht teilnimmt. Es lassen sich daher die notwendige Elektrolytmenge und der Plattenabstand minimieren. Basis der Sinterelektrode ist ein Sinterkörper aus Nickel mit etwa 80% Porenvolumen. Das aktive Material wird durch Ausfällen einer Lösung aus Nickel- oder Cadmiumsalzen eingebracht. Eine dünne Schicht aktiven Materials mit engem Kontakt zum Stromableiter charakterisiert diese Elektrode.

Ende der siebziger Jahre des letzten Jahrhunderts wurden Faserelektroden vorgestellt, bei denen Vlies aus vernickelten Kunststofffasern mit aktiven Materialien (Cadmiumhydroxid, Nickelhydroxid) imprägniert ist. Auf diese Weise konnten Elektroden von 0,6-10 mm Dicke gebaut werden, die alle annähernd das gleiche elektrische Leistungsvermögen haben. Der Vorteil dieses Elektrodentyps liegt in dem gegenüber Sinterelektroden niedrigeren Gewicht und den günstigeren Herstellungskosten.

Bei der Foam-Elektrode, die in den 1980er Jahren auf den Markt gebracht wurde, wird ein Nickelgerüst mit etwa 95% freiem Volumen durch chemisches Vernickeln von entsprechend porösem Kunststoff (Polyurethan) und durch die anschließende Zersetzung des Kunststoffkörpers erzeugt. Anschließend erfolgt die Imprägnierung mit den aktiven Materialien. Das gegenüber der Sinterelektrode größere Porenvolumen gestattet die Unterbringung höherer Kapazität bei gleichem Volumen.

Als positive Elektrode der NiCd-Akkumulatoren kommen heute fast nur noch Sinter- oder Faserelektroden zum Einsatz.

Im Folgenden werden die Verfahren zur Herstellung der wichtigsten Arten von NiCd-Akkumulatoren (Taschenplatten-Akkumulatoren, Akkumulatoren mit Sinter- und Faser-Elektroden) unter dem Gesichtspunkt der Cadmiumstoffströme schematisch kurz erläutert. Die Darstellung der Abläufe der Produktionsprozesse orientiert sich dabei im Wesentlichen an den Fließschemata in der Studie „Targeted Risk Assessment Report“ [TRAR 2003].

4.2.3 Herstellung von NiCd-Taschenplatten-Akkumulatoren

Die Bauweise mit Taschenplattenelektroden ist insbesondere für Industriebatterien von großer Bedeutung. In Abbildung 9 ist der typische Herstellungsprozess dieses Akkus schematisch dargestellt [TRAR 2003], wobei der Cadmiumfluss durch die Prozessstufen besonders hervorgehoben ist.

Für die negative Elektrode wird zunächst aktives Cadmiumhydroxid aus cadmiumhaltigen Vormaterialien wie Cadmiummetall, Cadmiumoxid oder Cadmiumhydroxid hergestellt. Analog dazu erfolgt die Herstellung von aktivem Nickelhydroxid für die positive Elektrode aus Nickel/Nickelverbindungen. Bei diesen Prozessschritten fallen cadmium- und nickelhaltige Abwässer und Abgase an, die behandelt werden müssen. Im nächsten Schritt werden die positiven bzw. negativen „Taschenplatten-Elektroden“ gefertigt, in die die aktiven Materialien in aus perforierten vernickelten Stahlblechen bestehende „Taschen“ eingebracht werden. Die Taschen werden im nächsten Schritt zu Plattengruppen (Zellen) zusammengefasst. Auch hier muss die in diesen Prozessen erzeugte Abluft gereinigt werden.

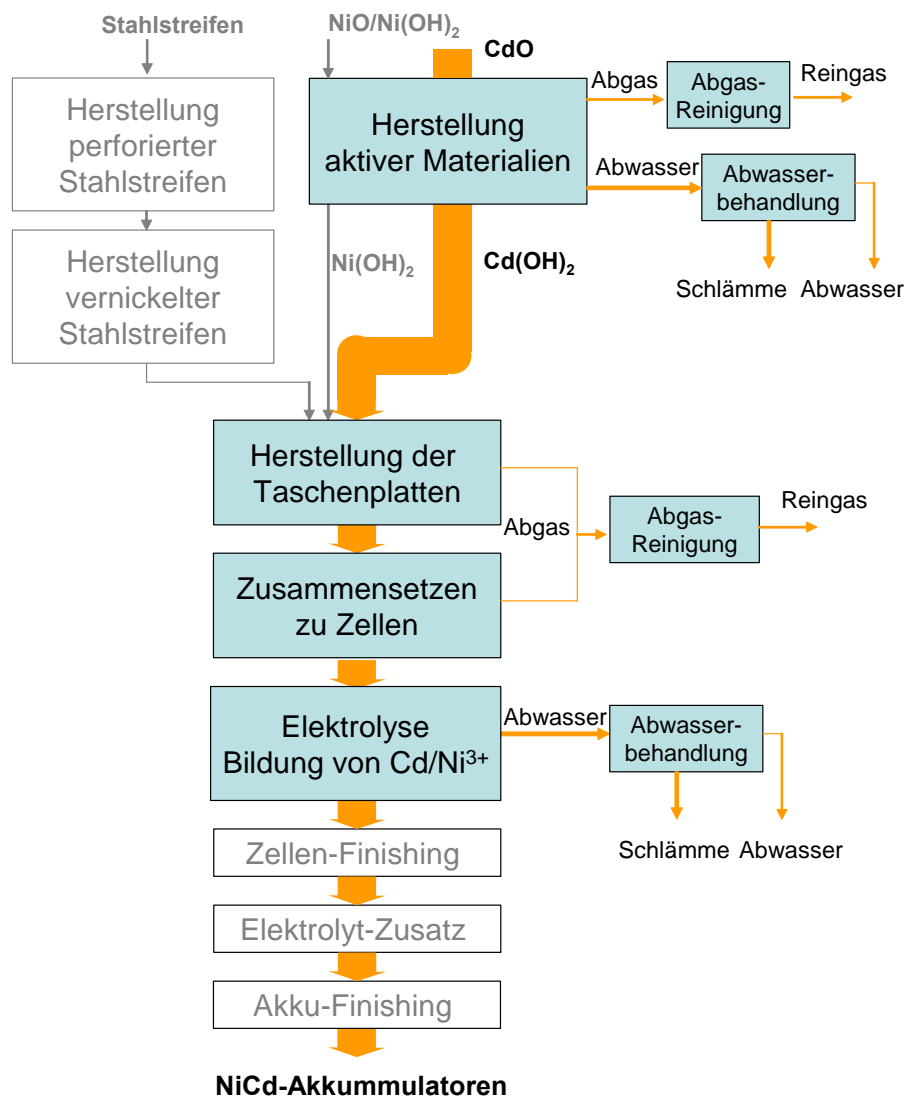


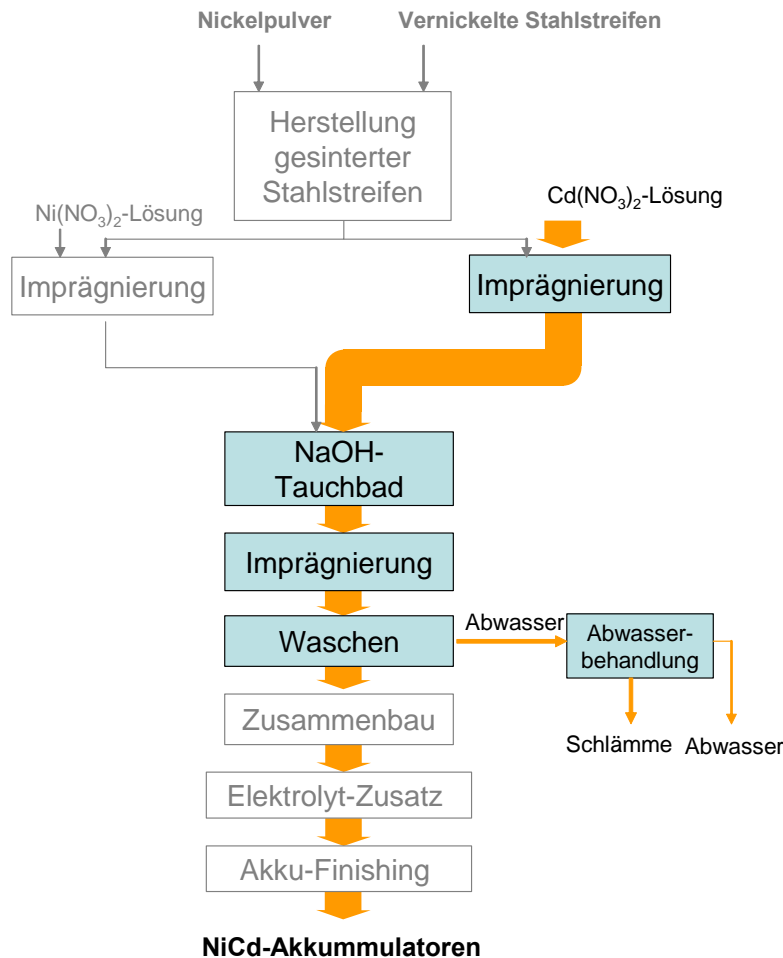
Abbildung 9: Schematische Darstellung der Cadmiumstoffströme bei der Herstellung von Taschenplatten-Akkumulatoren. Die für den Cadmiumfluss relevanten Prozessschritte sind hervorgehoben.

Nach Anbringen von Verbindungselementen und Anschlüssen aus vernickeltem Stahl werden die Zellen samt Abstandshalter (Polyamid- oder Polypropylenfasermaterial) in einen Elektrolyten eingetaucht und die aktiven Materialien Cadmiumhydroxid und Nickelhydroxid durch eine Elektrolyse gegeneinander geladen, wobei hydratisiertes Nickel(III)-oxid und Cadmiummetall entstehen. Bei diesem Prozessschritt entstehen cadmium- und nickelhaltige Abwässer, die behandelt werden müssen.

Die Akkus werden nun mechanisch endgefertigt. Abschließend wird Kalilauge als Elektrolyt in die Batteriekörper eingebracht.

4.2.4 Herstellung von NiCd-Akkumulatoren mit Sinterelektroden

In Abbildung 10 sind die wichtigsten Prozessschritte für die Herstellung von Akkumulatoren mit Sinterelektroden schematisch dargestellt, der Cadmiumfluss durch die Prozessstufen ist besonders hervorgehoben.



Quelle: ITAS

Abbildung 10: Schematische Darstellung der Cadmiumstoffströme bei der Herstellung von Akkumulatoren mit Sinterelektroden.
Die für den Cadmiumfluss relevanten Prozessschritte sind hervorgehoben.

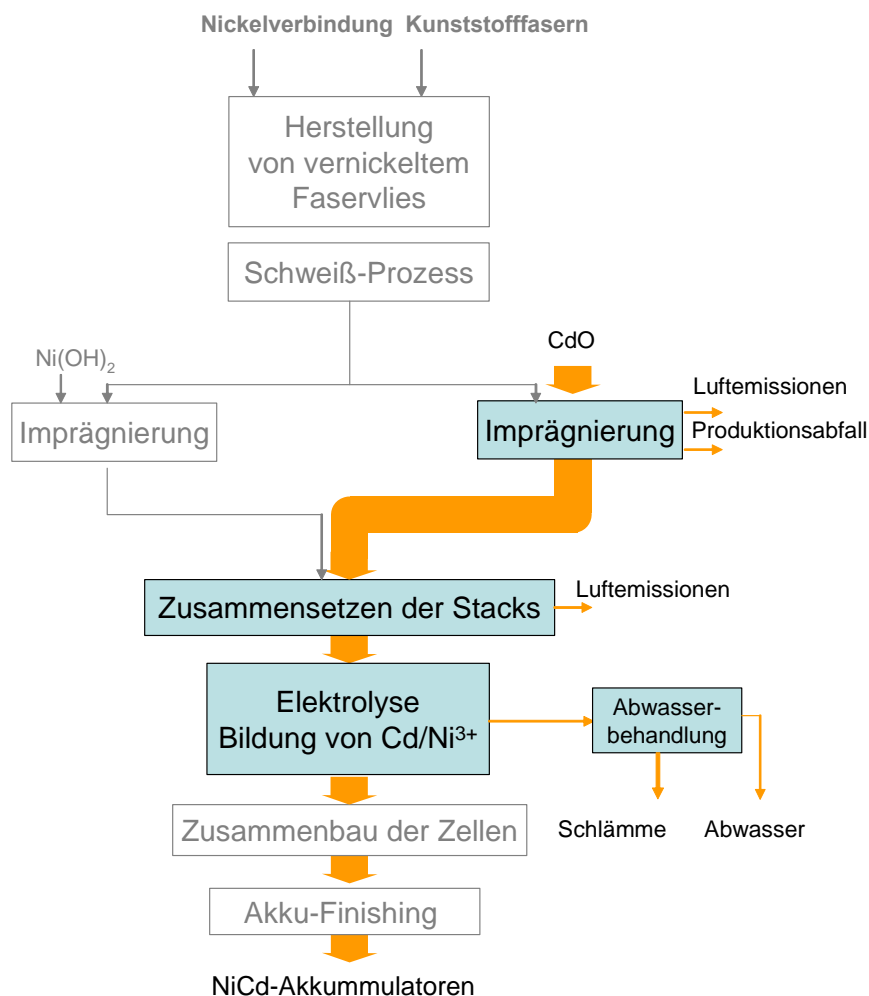
Die mit Hilfe von Nickelcarbonylverbindungen bei ca. 1.000 °C gesinterten Stahlstreifen – zur Erzeugung einer hochporösen Nickelmatrix – werden zur Herstellung von negativen Sinterelektroden mit Cadmium imprägniert. Am häufigsten wird von den Herstellern eine chemische Imprägnierung durchgeführt, bei der eine Cadmiumnitratlösung als Imprägnierungsmittel eingesetzt wird, in die die Elektroden bei Temperaturen zwischen 50 und 80 °C getaucht werden. Analog wird für die positiven Elektroden die Imprägnierung in einer Nickelnitratlösung an Stahlstreifen durchgeführt.

Nach der Trocknung werden beide Sinterelektroden in eine 20%-ige Natronlauge getaucht. Hierbei wird das in den Poren vorhandene Cadmiumnitrat bzw. Nickelnitrat in aktives Cadmiumhydroxid bzw. Nickelhydroxid umgewandelt. Die Elektroden werden anschließend wässrig gereinigt. Die anfallenden cadmium- und nickelhydroxidhaltigen Abwässer werden einer Abwasserbehandlungsstufe zugeführt.

Schließlich werden die Akkus aus den Einzelteilen (Elektroden, Separatoren, etc.) zusammengesetzt und vor dem End-„Finishing“ mit Elektrolyt gefüllt.

4.2.5 Herstellung von NiCd-Akkumulatoren mit Faserelektroden

Die wichtigsten Prozessschritte für die Herstellung von NiCd-Akkumulatoren mit Faserelektroden sind in Abbildung 11 schematisch dargestellt.



Quelle: ITAS

Abbildung 11: Schematische Darstellung der Cadmiumstoffströme bei der Herstellung von Akkumulatoren mit Faserelektroden.

Die für den Cadmiumfluss relevanten Prozessschritte sind hervorgehoben.

In den Vorstufen des Herstellungsverfahrens wird Vlies aus Kunststofffasern (Polypropylenfasern) vernickelt und mit Nickelgeweben zu Bändern und Plättchen verschweißt, wodurch eine hochporöse dreidimensionale vernickelte Fasermatrix entsteht. Diese vorgefertigten Bänder/Plättchen werden anschließend mit den aktiven Elektrodenmaterialien imprägniert. Für die Herstellung der negativen Faserelektroden kann dieser Prozess mit Cadmiumoxid erfolgen. Alternativ sind auch andere Methoden, wie der Einsatz von Cadmiumnitrat, möglich. Die imprägnierten Bänder/Platten werden im nächsten Schritt zu Gruppen („stacks“) zusammengefügt und in einem Elektrolysebad behandelt. Hierbei werden hydratisiertes Nickel(III)-oxid und Cadmiummetall gebildet. Wie auch bei der Herstellung von Sinterelektroden fallen bei diesem Schritt cadmiumhaltige Abwässer an, die vor der Einleitung in Fließgewässer behandelt werden müssen. Die Zellen werden schließlich vervollständigt und zusammen mit anderen Bestandteilen zu den Akkus endverfertigt.

4.3 Produzierte Mengen und Absatz von NiCd-Akkumulatoren

4.3.1 Global

Für die Entwicklung der weltweiten Produktion von NiCd-Akkumulatoren nach 1990 gibt es in der Literatur unterschiedliche Angaben. Einig ist man sich darin, dass die Produktion Mitte der 1990er Jahre ihren Höhepunkt erreichte (Abb. 12). Danach fielen die Produktionszahlen zunächst ab, die Abnahme hat sich aber schnell wieder verlangsamt. Es ist anzunehmen, dass bis Ende der 1990er Jahre jährlich rund 1,5 Mrd. portable luftdichte NiCd-Zellen produziert wurden, auf relativ stabilem Niveau [Wiaux 2002; Pillot 2004]. Bei einem mittleren Zellengewicht von 38 g und einem Cadmiumgehalt von 13,5% entspräche dies einem jährlichen Cadmiumbedarf von mehr als 7.000 t. Die bei der Herstellung industrieller NiCd-Zellen eingesetzten Cadmiummengen dürften nach groben Schätzungen unter 2.500 t liegen. Aufgrund des größeren Gewichts der Einzelzellen dürfte sich die Anzahl der weltweit gefertigten industriellen NiCd-Akkus im ein- bis maximal zweistelligen Millionenbereich bewegen. Die Nichtberücksichtigung industrieller Zellen kann also nicht die Ursache der großen Abweichungen der in Abbildung 12 gezeigten Produktionszahlen sein.

Abbildung 13 zeigt den Beitrag einzelner Länder bzw. Regionen zur Produktion portabler NiCd-Akkumulatoren in den Jahren 1998 bis 2001. Der prozentuale Anteil des bislang wichtigsten Erzeugerlandes Japan ist im betrachteten Zeitraum mit etwa 40% relativ konstant geblieben, während der Anteil Nordamerikas von 23% auf 8% absank. Diese 8% entsprechen in etwa dem Anteil Europas an der Produktion von NiCd-Akkumulatoren, der sich in den betrachteten Jahren bei allerdings abnehmenden absoluten Mengen nur wenig geändert hat. Ein großer Teil der weltweiten Produktion findet inzwischen in China statt: Der Anteil Chinas ist zwischen 1998 und 2001 von etwa 20% auf fast 40% angestiegen und steigt weiter stark an. Im Jahre 2004 lag die Produktion von NiCd-Akkumulatoren in China in der Größenordnung von einer Milliarde Einheiten. Damit hätte China Japan als Hauptlieferanten von NiCd-Akkumulatoren abgelöst.

Die überwiegende Anzahl der weltweit produzierten NiCd-Akkus wird nur von einer begrenzten Anzahl von Unternehmen gefertigt, die jedoch weltweit ihre Produktionsstätten haben. Dabei ist zu beachten, dass in manchen Produktionsstätten die Akkus nur noch aus vom Hauptwerk vorgefertigten Komponenten (insbesondere Elektroden) zusammengesetzt werden. Die wichtigsten NiCd-Akku-Hersteller sind in Tabelle 8 aufgeführt. Der 1995 gegründete chinesische Hersteller BYD hat sich nach eigenen Angaben 2002 zum weltweit größten Produzenten von NiCd-Zellen entwickelt und liegt mit einem Marktanteil von 40% vor Sanyo und Panasonic (Japan), SAFT (Frankreich), Energizer (USA) und GPI (China). Diese Unternehmen stellen Ni-Cd Geräteakkus her, SAFT ist darüber hinaus wichtiger Hersteller von Industrieakkumulatoren.

Bis Anfang der 1990er Jahre beherrschten NiCd-Akkumulatoren den Markt wiederaufladbarer Gerätebatterien. Danach lösten in vielen Anwendungen, wie Handys oder portablen Computern, Akkus mit Nickel-Metallhydrid (NiMH)-Technologie die bis dahin eingebauten NiCd-Akkus ab. Ende der 1990er Jahre kamen Akkus mit Lithium-Ionen Technologie hinzu. Dies manifestiert sich deutlich in der Entwicklung der in Abbildung 14 dargestellten Marktanteile unterschiedlicher Akkutypen.

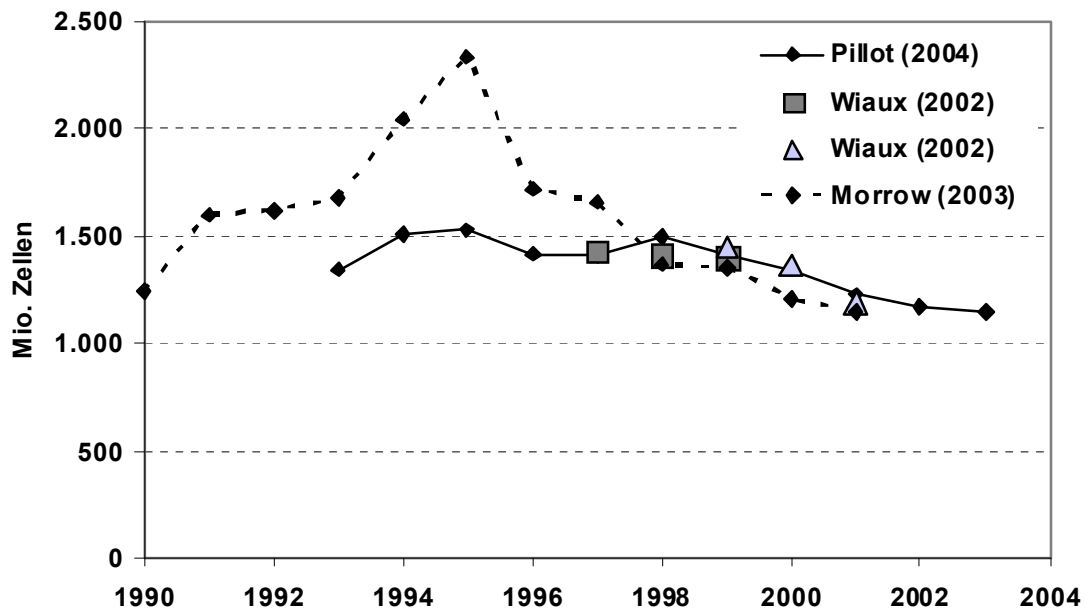
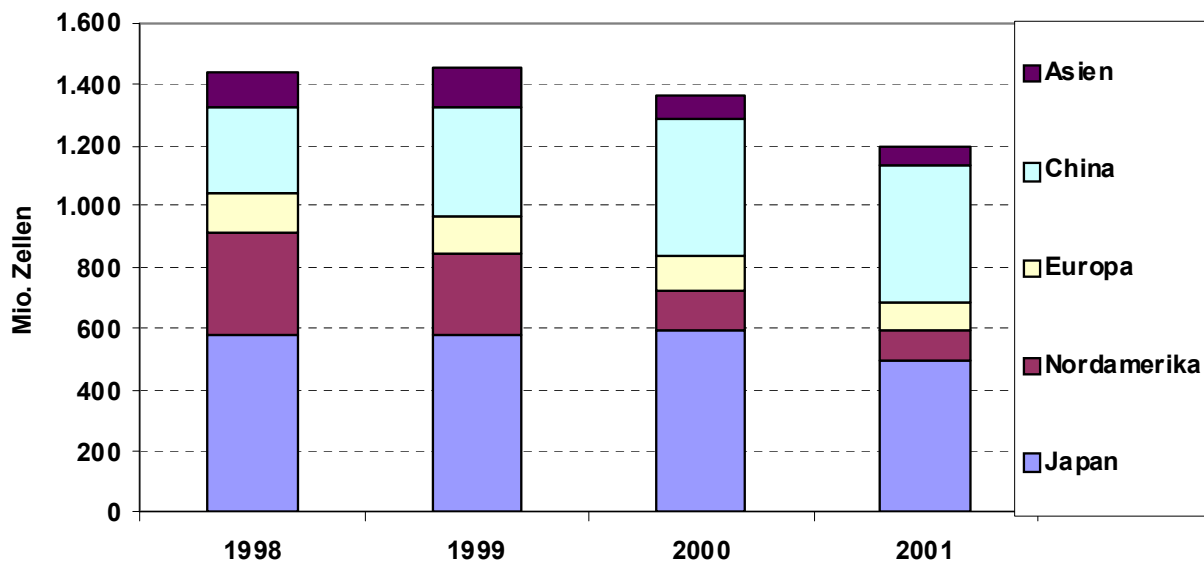


Abbildung 12: Die weltweite Produktion von NiCd-Akkumulatoren bis zum Jahr 2004 nach unterschiedlichen Quellen



Quelle: nach Angaben in [Wiaux 2002]

Abbildung 13: Regionale Aufteilung der weltweiten Produktion portabler NiCd-Akkus in den Jahren 1998 bis 2001

Tabelle 8: Die wichtigsten Hersteller von NiCd-Akkumulatoren (Stand 2005)

Hersteller	Firmensitz	Produktionsstätten	Geräteakkus	Industrieakkus	Anmerkungen
BYD	China	China	X		
GP Batteries (GPI International)	China	China	X		
Advanced Battery Factory	China	China	X	X	
Sanyo	Japan	Japan, Mexiko	X		
Matsushita/ Panasonic	Japan	Japan, China, Indonesien, Belgien	X		
Energizer	USA		X		bis November 1999; danach Bereich NiCd zu Moltech
Moltech Power Systems	USA	USA, Großbritannien	X	X	
Exide	USA	Spanien (Emisa)		X	Emisa 2003 zu SAFT
Energizer	USA	Deutschland (s.u.)		X	
Acme Electric Corporation	USA	USA		X	
SAFT S.A.	Frankreich	Frankreich Deutschland (s.u.) Spanien (Emisa) Schweden (Alcad) USA	X	X	gehörte bis Ende 2003 zu Alcatel; ab 2004: Doughty Hanson Funds
Varta	Deutschland	Deutschland	X	X	bis 2000; danach Stilllegung der Produktion von NiCd-Geräteakkumulatoren; Bereich NiCd Flugzeugbatterien an Enersys-Hawker
Hoppecke	Deutschland	Deutschland China (?), USA (?)		X	
Friemann und Wolf, FRIWO	Deutschland	Deutschland	x	X	2003 zu SAFT; ab 2004 keine NiCd-Produktion mehr
GAZ	Deutschland	Deutschland		X	seit 2005 bei Enersys
Emmerich	Deutschland	Deutschland	X		Herstellung von Knopfzellen bis zur Insolvenz 2004

In Ergänzung dazu wird in Abbildung 15 deutlich, dass nicht in allen Anwendungen vom Einsatz von NiCd-Akkus abgegangen wurde. Während Camcorder, Laptops und Handys (Cellular Phones) heute fast ausschließlich mit Lithium-Akkus ausgeliefert werden, ist der Einsatz von NiCd-Akkus bei Akkuwerkzeugen deutlich angestiegen. Dies hat seinen Grund einerseits darin, dass Akkuwerkzeuge immer beliebter geworden sind und sich andererseits Alternativen für den Einsatz von NiCd-Akkus nicht breit durchsetzen konnten. Mit dem Anwachsen der Zahl an Akkus für Akkuwerkzeuge geht ein noch größerer Zuwachs des Gewichts der verkauften Akkus einher, da Werkzeugakkus im Vergleich zu Akkus in anderen Anwendungen ein relativ hohes Gewicht haben.

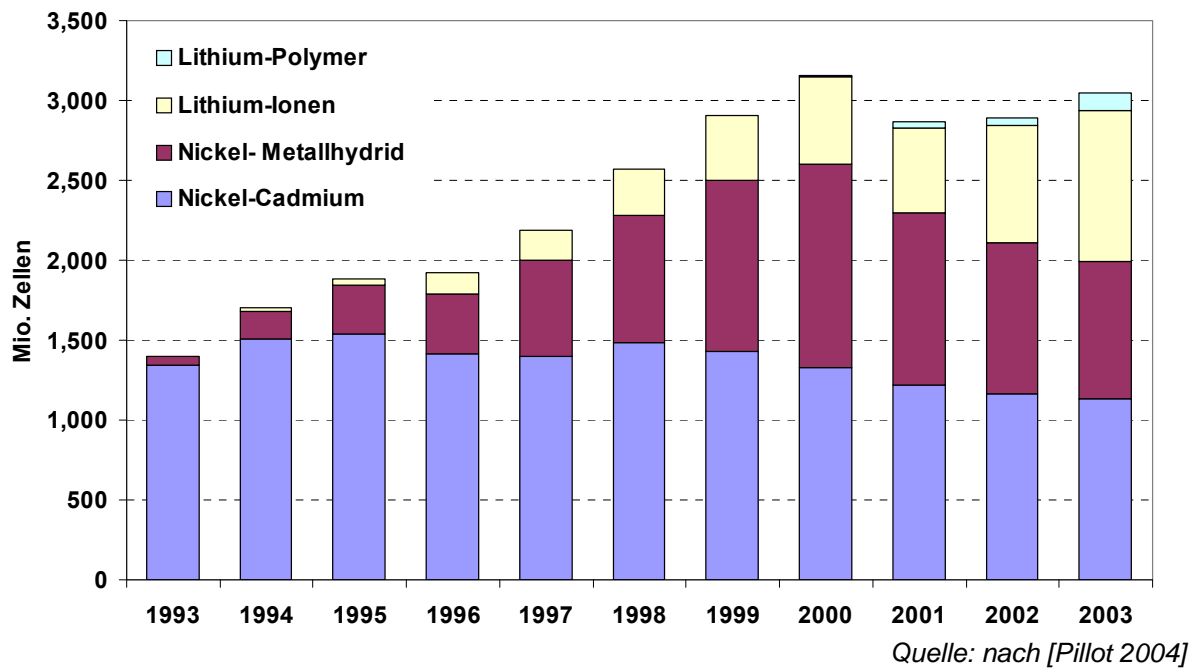


Abbildung 14: Entwicklung der Marktanteile unterschiedlicher Akkutypen

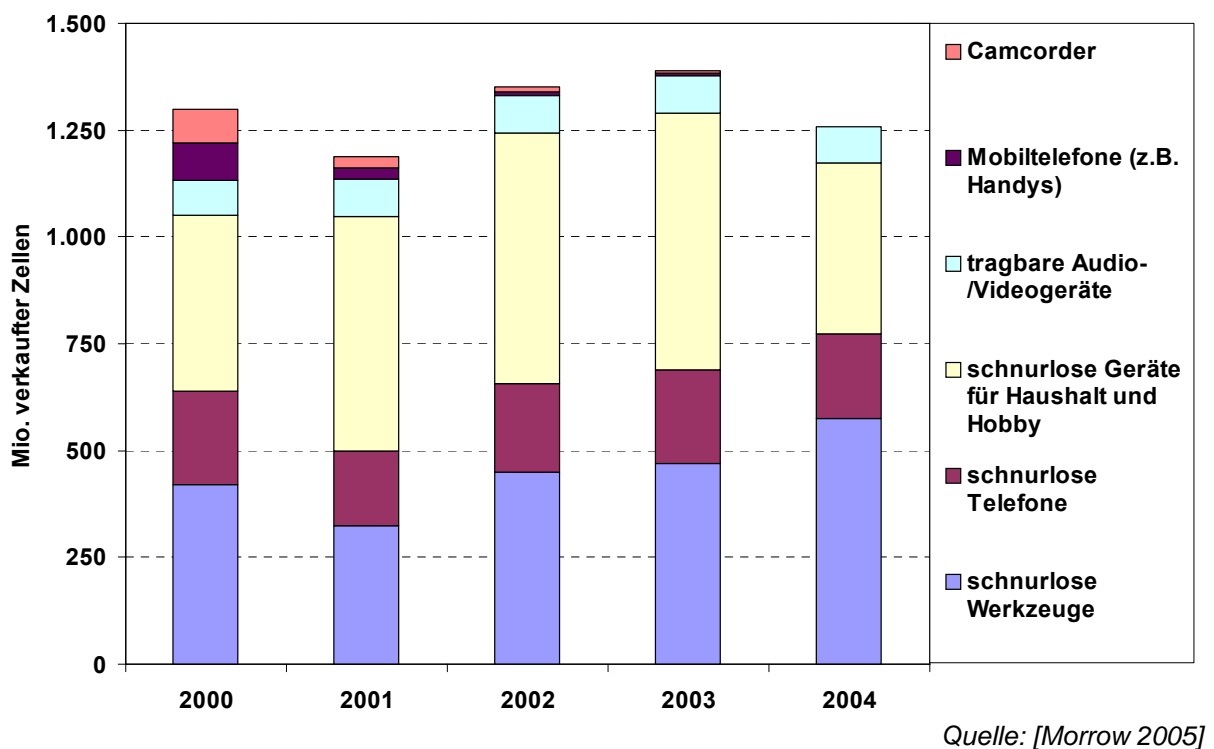


Abbildung 15: Aufteilung der weltweit verkauften portablen NiCd-Geräteakkumulatoren nach Anwendungsgebieten

4.3.2 EU

Während Ende der 1990er Jahre in der Europäischen Union pro Jahr größenordnungsmäßig 100 Mio. NiCd-Zellen (Gerätebatterien) hergestellt wurden, war die im gleichen Zeitraum hier auf den Markt gebrachte Zahl dreimal so hoch. Der Bedarf musste also auf dem globalen Markt befriedigt werden. Die zeitliche Entwicklung der in der EU verkauften NiCd-Akkus wird in

Abbildung 16 deutlich. Demnach hat sich deren Menge von ca. 50 Mio. Zellen Mitte der 1980er Jahre (dies entspricht einem Gewicht von ca. 2.000 t) schnell auf Spitzenwerte von knapp 350 Mio. Zellen (entsprechend einem Gewicht von 13.500 t) fast versiebenfacht. Damit scheint aber der Höhepunkt überschritten zu sein. Die Menge der in der EU abgesetzten industriellen Batterien entsprach Ende der 1990er Jahre ca. 3.800 t. Tabelle 9 zeigt darüber hinaus, auf welche Bereiche sich die Anwendung von NiCd-Akkumulatoren in Europa erstreckt. Haupteinsatzgebiet sind demnach die sog. Powertools, also netzunabhängige Werkzeuge wie Akku-Schrauber und -Bohrer. Die zusammen mit diesen Werkzeugen abgesetzte Menge an Akkus hat sich zwischen 1995 und 2000 verdreifacht, folgt also dem globalen Trend. An zweiter Stelle stehen Akkus für Notbeleuchtungen. Diese sind in der Darstellung des globalen Trends (Abb. 15) nicht aufgenommen, stellen aber auch global ein sehr wichtiges Einsatzgebiet für NiCd-Akkus dar.

Der Cadmiumgehalt der Mitte der 1990er Jahre EU-weit verkauften 13.500 t NiCd-Geräteakkus beträgt bei einem angenommenen Cd-Gehalt von 13,5% etwa 1800 t. Dazu kommen 190 t bis 280 t Cd in industriellen NiCd-Akkumulatoren (je nach angenommenem Cd-Gehalt zwischen 5% und 8%).

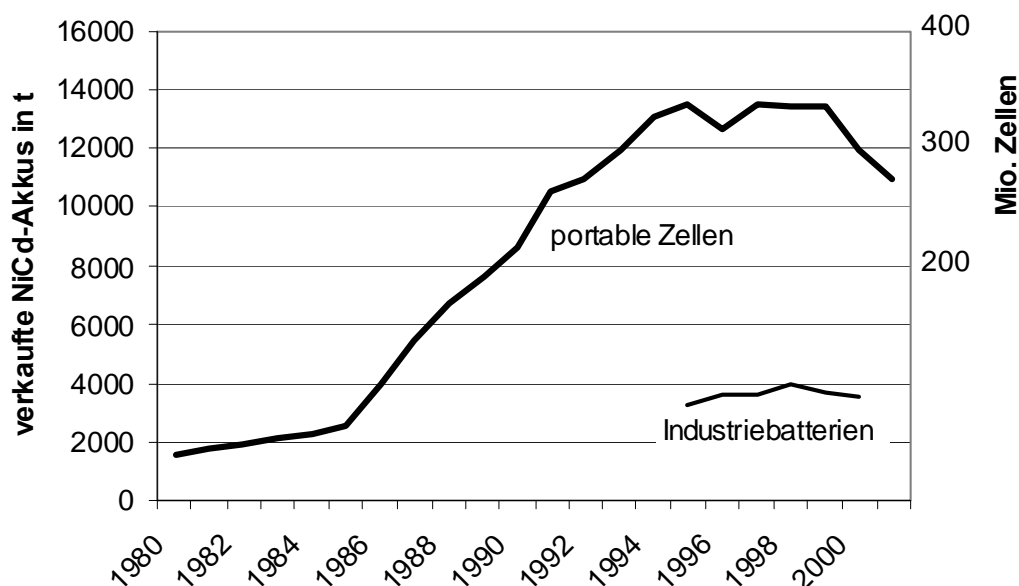
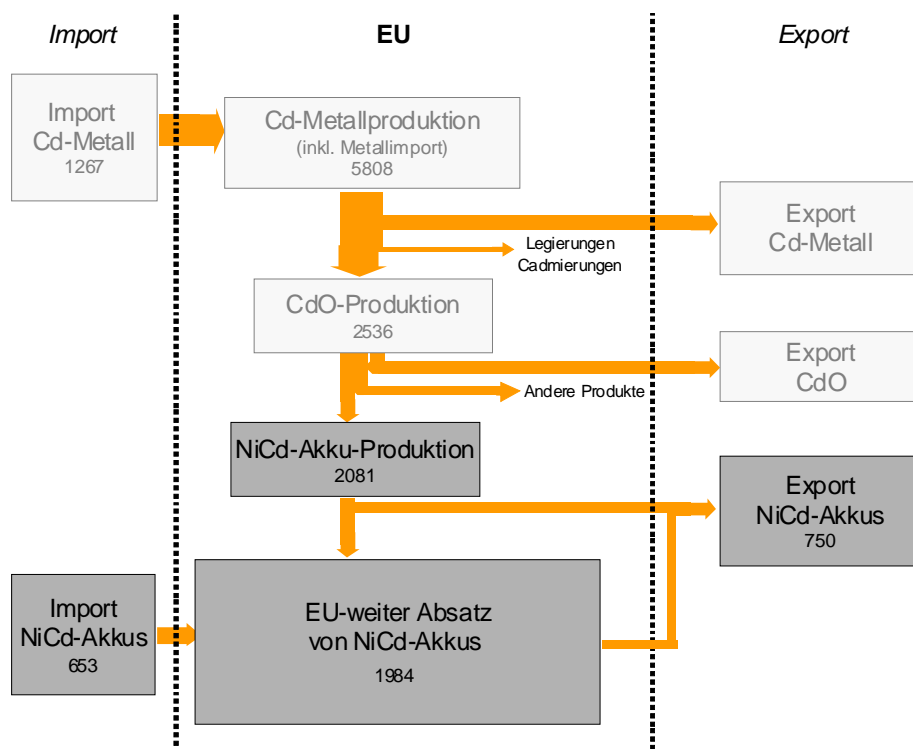


Abbildung 16: Zeitliche Entwicklung der in der EU verkauften NiCd-Akkus

Die Cadmiumstoffströme, die mit den in Europa verkauften NiCd-Akkumulatoren verknüpft sind, sollen im Folgenden auf der Basis von Angaben im Targeted Risk Assessment Report für Cadmium [TRAR 2003] etwas genauer aufgeschlüsselt werden. Wie in Abbildung 17 dargestellt, wurden im Jahr 1996 1.984 t Cd in NiCd-Sekundärbatterien (industrielle und portable Zellen) in der EU verkauft. Von den geschlossenen, portablen Zellen sind über 90% in elektrischen bzw. elektronischen Geräten eingebaut, ein kleiner Rest wird in Form von Einzelzellen verkauft. 653 t Cd wurden in Batterien in die EU eingeführt, 750 t Cd exportiert. Es liegen keine Informationen darüber vor, ob es sich bei den eingeführten bzw. ausgeführten Batterien um Einzelzellen, Batteriepacks oder schon in Geräte eingebaute Zellen handelt und ob sich die Mengenanteile dieser Fraktionen signifikant unterscheiden, je nachdem ob es sich um eingeführte oder exportierte Waren handelt.

Tabelle 9: Der EU-weite Verkauf portabler NiCd-Sekundärbatterien, aufgeschlüsselt nach Einsatzgebieten (in t)

	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Haushaltsgeräte					616	
Staubsauger					576	
Spielzeug					275	
Audio-Video					260	
Einzelzellen und anderes					1.188	
schnurlose Telefone					700	
Power Tools	1.500	2.100	2.900	3.100	5.700	5.300
Notbeleuchtung	3.200				3.300	3.050
medizinische Geräte					200	
Militär					200	
Insgesamt (teilweise unterschiedliche Quellen)	13.005	12.202	13.033	12.887	12.690 bis 13.300	11.666 bis 11.930



Quelle: [TRAR 2003]

Abbildung 17: Cadmiumstoffströme durch Import, Herstellung, Verkauf und Export von NiCd-Akkumulatoren in der EU 1996 (in t Cadmium).

Im Jahr 2000 wurden 1.692 t Cd in Form portabler NiCd-Akkumulatoren in die EU eingeführt, also wesentlich mehr als 1996. Ausgeführt wurden 252 t Cd in Einzelzellen und 642 t Cd in Akkumulatoren, die in elektrische bzw. elektronische Geräte eingebaut waren, insgesamt also 894 t Cd. Innerhalb der EU auf den Markt gebracht wurden 1.645 t Cadmium in portablen Akkumulatoren, über 95% davon in elektrischen bzw. elektronischen Geräten.

Relevant für zukünftige Abfallbehandlungsstrategien ist, dass derzeit die Menge NiCd-Batterien, die sich in Gebrauch befinden oder vom Verbraucher aufbewahrt werden, noch wächst. Nach Industrieangaben sind 65-95% der in den letzten 10 Jahren verkauften NiCd-Akkus beim Verbraucher. Dies entspricht EU-weit mehr als 7.000 t Cd. Im Jahr 2000 wurde diesem Vorrat durch die Rücknahme gebrauchter Batterien und Geräte eine Menge von 606 t Cd entnommen, während 1.645 t Cd hinzukamen. Dies entspricht einem jährlichen Wachstum von größenordnungsmäßig 1.000 t Cd.

In Europa werden industrielle NiCd-Akkumulatoren vor allem für den Export hergestellt. Im Jahr 2000 wurden in den Mitgliedsstaaten der EU (EU-16) und der Schweiz ca. 1.300 t Cd zur Produktion dieser Akkus eingesetzt. Bei einem für NiCd-Industrieakkus typischen Cadmiumgehalt von 8% entspräche dies Batterien mit einem Gesamtgewicht von 16.525 t. Davon wurden ca. 12.700 t Akkumulatoren (entsprechend 1.010 t Cd) direkt oder eingebaut in Anlagen oder Fahrzeugen exportiert. Der Rest kam in Europa selbst auf den Markt (vgl. Abbildung 16).

4.3.3 Deutschland

Bis 1999 war Varta größter europäischer Hersteller von NiCd-Gerätebatterien, der deutsche Produktionsstandort lag in Hagen. Bis zu dessen Schließung im Jahr 2000 wurden dort schätzungsweise 20 Mio. Zellen jährlich produziert. Bei einem mittleren Gewicht von 38 g pro Zelle entsprechen die pro Jahr von Varta hergestellten NiCd-Akkus einem Gewicht von knapp 800 t mit einem Cadmiumgehalt von 100-130 t (je nach angenommenem Gewichtsanteil). Die Firma Emmerich stellte bis vor kurzem noch kleinere Mengen NiCd-Batterien in Deutschland her (Knopfzellen). Heute müssen alle NiCd-Geräteakkus importiert werden.

Zahlen über die in Deutschland verkauften NiCd-Gerätebatterien legten bis 1999 nur die in der Arbeitsgemeinschaft Gerätebatterien (ARGE BAT) beim Fachverband Batterien im Zentralverband der Elektronikindustrie⁵ (ZVEI) organisierten Mitglieder vor. Nach dem Zeitpunkt des Inkrafttretens der Batterieverordnung sind die Erfolgsberichte der Batterie-Sammelunternehmen zusätzlich eine wichtige Informationsquelle für Abschätzungen zum Absatz von NiCd-Akkus in Deutschland. Insbesondere sei hier auf die regelmäßig erscheinenden Jahresberichte der „Stiftung Gemeinsames Rücknahmesystem Batterien“ (GRS) verwiesen⁶ [GRS 2006]. In Tabelle 10 sind die Zahlen zu den in Deutschland verkauften NiCd-Akkus aus verschiedenen Quellen zusammengestellt. Zusätzlich enthält die Tabelle auch Angaben des statistischen Bundesamtes zur Netto-Menge der nach Deutschland eingeführten Akkus (Import vermindert um den Export). In Abbildung 18 sind diese Zahlen grafisch dargestellt.

Tabelle 10: In Deutschland verkaufte portable NiCd-Akkus (in t) nach Angaben verschiedener Quellen im Vergleich zur Netto-Menge nach Deutschland eingeführter Akkus (DESTATIS)

	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
ZVEI	3.095	2.642	2.334	2.214	2.053	2.059	1.956	1.860	1.697	
GRS						1.842	1.844	1.591	1.593	1.968
Bosch								1.198	1.016	1.217
GRS+Bosch							3.215*	2.789	2.609	3.185
Einfuhr-Ausfuhr (DESTATIS)		2.174	1.321	2.628	3.189	3.517	3.085	2.951		

*: Incl. Vfw-Rebat⁷

⁵ <http://www.zvei.org/>

⁶ <http://www.grs-batterien.de/>

⁷ VfW-Rebat: Batterierücknahmesystem

Die Zahlen des ZVEI zeigen einen abnehmenden Trend bei den in Deutschland von seinen Mitgliedern abgesetzten Akkus. Die Differenz zu den Zahlen der Batteriesammel- und -recyclingunternehmen, die auf einen eher gleich bleibenden Absatz von NiCd-Akkus in Deutschland hindeuten, lässt sich vielleicht dadurch erklären, dass viele der neu auf den Weltmarkt drängenden Hersteller Chinas nicht Mitglied der ARGE Batterien sind, aber den innerhalb dieses Fachbereichs organisierten Herstellern, wie Panasonic, Sanyo, Energizer, Exide, SAFT, Varta, Hoppeke, Friemann und Wolf immer weitere Marktanteile abnehmen. Die Produkte dieser ‚Nicht-Mitglieder‘ gelangen durch Importeure auf den deutschen Markt und müssen nach den Vorschriften der Batterieverordnung angegeben werden. Damit sind sie auch in den Zahlen der Batteriesammel- und -Recyclingunternehmen enthalten.

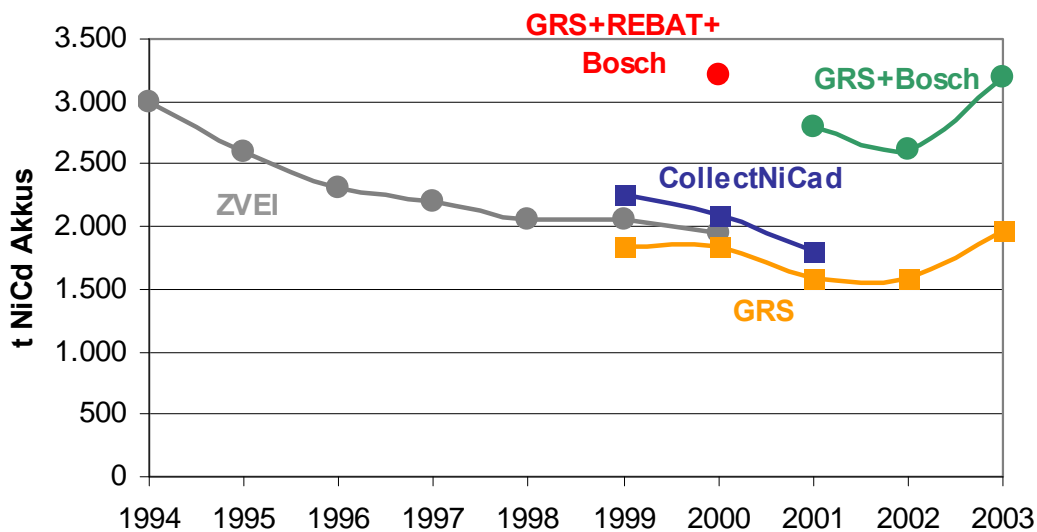


Abbildung 18: Verkauf portabler NiCd-Akkus in Deutschland aufgrund der Angaben in verschiedenen Quellen.

Die von der GRS und Bosch gemeinsam angegebenen Zahlen von ca. 3.000 t Ni-Cd-Batterien, die jährlich in Deutschland verkauft wurden, passen sehr gut zu den DESTATIS-Zahlen, nämlich zur Differenz zwischen den nach Deutschland importierten (ca. 4.500 t/a) und den exportierten Akkus (ca. 1.500 t/a). Bei den Import-/Exportstatistiken ist allerdings zu beachten, dass so genannte „versteckte Batterien“ nicht berücksichtigt sind. „Versteckte Batterien“ sind bereits im Herstellungsland in Geräte eingebaute Akkus, die nicht separat bei Import oder Export deklariert werden. Studien für das Umweltbundesamt lassen vermuten, dass auf diesem Weg jährlich ca. 100 t Cadmium nach Deutschland gelangen könnten. Eine Fehlerquelle bei den Zahlen der Batteriesammel- und -recyclingunternehmen ist die Zahl der so genannten „Freierder“, die die Vorschriften der Batterieverordnung zu umgehen suchen. Meist handelt es sich dabei um kleinere neu auf dem Markt erschienene Unternehmen aus dem asiatischen Raum.

Die Menge von ca. 3.000 t NiCd-Gerätebatterien, die während des Untersuchungszeitraumes (und auch danach) jährlich in Deutschland verkauft wurden, scheint ein vertrauenswürdiger Schätzwert zu sein. Ihr entsprechen, je nach angenommenem Cadmiumgehalt der Batterien, Cadmiummengen zwischen 400 und 500 t, die jährlich in Deutschland durch den Verkauf von NiCd-Batterien in den Umlauf gelangen.

NiCd-Industriebatterien werden in Deutschland von den Firmen Hoppecke (ortsfeste Anwendungen) und Enersys-Hawker (Flugzeugbatterien, produziert an ehemaligen Varta-Standorten) hergestellt. Die Firma Friemann und Wolf (FRIWO) verkaufte ihre Produktions-

stätten von NiCd-Akkumulatoren 2003 an SAFT, SAFT stellte den Betrieb dort 2004 ganz ein. Die GAZ Batterie GmbH, die ursprünglich von Friemann und Wolf 1884 in Zwickau gegründet wurde, stellte NiCd-Akkumulatoren vornehmlich für Bahnanwendungen her und ist im Jahr 2005 von Enersys übernommen worden.

Aufgrund der Umstrukturierungen in der deutschen Akkumulatorenindustrie, aber auch anderer Faktoren, die den Informationsfluss hemmen, ist an verlässliche Zahlen über die Produktion von Industrieakkus in Deutschland nicht heranzukommen. Nach [Rentz 2001] wurden von den deutschen Herstellern im Jahr 1999 195 t Cd zur Produktion von NiCd-Akkumulatoren eingesetzt. Bei einem Cd-Gehalt von 8% entspräche dies einer in Deutschland produzierten Menge mit einem Gewicht von 2.437 t; dies entspricht einem Anteil von 15% an der gesamten in Europa produzierten Menge. Eine Anfrage bei einem der Hersteller ergab Kapazitäten, die diesen Angaben nicht widersprechen. Die Differenz zwischen nach Deutschland eingeführten und ausgeführten Akkumulatoren (gasdichte Akkus nicht berücksichtigt) lässt auf in Deutschland produzierte Industrieakkumulatoren mit einem Gesamtgewicht von ca. 1.200 t schließen [Destatis 2000, u. a.]. Allerdings ist dieser Wert starken Schwankungen unterworfen, so lag er in den Jahren vor 1998 weit unter 1.000 t/a. Die in Deutschland verbleibende Menge von NiCd-Industrieakkumulatoren liegt nach Angaben von Wiaux [Wiaux 2004] bei 250 t, dies entspricht einem Cd-Gehalt von unter 20 t.

4.4 Verfahren zum Recycling von NiCd-Akkumulatoren

Die Verwertung von NiCd-Akkumulatoren wird sowohl aus wirtschaftlichen als auch aus politischen Gründen durchgeführt. Aus wirtschaftlicher Sicht ist in erster Hinsicht die Rückgewinnung des Nickels von Interesse. Dies ist auf die hohen Preise für Nickel zurückzuführen. Die Rückgewinnung von Cadmium wurde bislang aus politischen Gründen durchgeführt, denn aufgrund des in den letzten 10 Jahren aufgetretenen Verfalls der Preise für Cadmiummetall war dessen Recycling aus wirtschaftlichen Gründen untergeordnet. Seit 2004 sind wegen der verstärkten Nachfrage aus China nach Cadmiummetall bei gleichzeitigen Lieferengpässen die Cadmiumpreise allerdings wieder deutlich gestiegen [Morrow 2005]. Ob sich der Cadmiumpreis langfristig stabilisieren wird, wird von Experten zurückhaltend beurteilt. Das aus Recyclingprozessen zurück gewonnene Cadmium gewinnt weltweit immer mehr an Bedeutung, da bei der Lieferung von primärem Cadmium Engpässe aufgrund von Stilllegungen der primären Cadmiumproduktion einiger großer Zinkhersteller auftreten. Aufgrund gesetzlicher Bestimmungen wurden in den letzten Jahren Verfahren zur Rückgewinnung von Wertstoffen aus Ni/Cd-Gerätebatterien entwickelt. Die bisher erzielten Erlöse für die aus *NiCd-Geräteakkumulatoren* zurück gewonnenen Wertstoffe reichen jedoch nicht aus, um die Kosten für die erforderlichen Sammlungen zu decken. Nach Angaben der Industrie liegen die Verwertungskosten für NiCd-Akkumulatoren rund 130 €/t höher als die durch das zurück gewonnene Nickel und Cadmium zu erzielenden Erlöse [Rentz 2001]. Bei *Industriebatterien* ist die Rücknahme wirtschaftlich deutlich günstiger. Es existieren für diese Akkus schon seit langem entsprechende Aufbereitungsverfahren, die weltweit in einer begrenzten Anzahl von Unternehmen zum Recycling von NiCd-Akkumulatoren angewandt werden. Tabelle 11 gibt einen Überblick über die bedeutendsten Recyclingunternehmen.

4.4.1 Überblick über die Recyclingverfahren für NiCd-Akkumulatoren

NiCd-Akkumulatoren können als Gemisch mit anderen Akkumulatoren bzw. Batterien oder spezifisch nach Abtrennung der anderen Sorten aufgearbeitet werden.

Beim Recycling von Gerätebatteriegemischen steht die Rückgewinnung von Zink und Mangan im Vordergrund, NiCd-Akkumulatoren haben in diesen Gemischen nur einen geringen Anteil. Die Aufarbeitung von NiCd-Akkumulatoren aus diesen Gemischen hat den Nachteil, dass zwar die Hauptmenge des Cadmiums abgetrennt werden kann, dass aber die anderen Wertstoffe, wie gewonnenes Zink (als Metall bzw. Verbindungen), stark mit Cadmium kontaminiert sind, was deren direkte Wiederverkaufsmöglichkeiten stark einschränkt. Aus diesem Grund wird bei den meisten Prozessen zunächst eine Sortierung von Batterien und Akkumulatoren vorgenommen, um die Gefahr einer Kontaminierung durch Störstoffe zu minimieren.

Tabelle 11: Bedeutende Unternehmen zum Recycling von NiCd-Akkumulatoren (Stand 1999)

Unternehmen	Land	Technologie	Gesamtkapazität bezogen auf alle Batterietypen [t/a]
ACCUREC	Deutschland	Pyrometallurgisch	2500
INMETCO	USA	Pyrometallurgisch	3000
Japan Recycle Center	Japan/Korea	Pyrometallurgisch	3000
Mitsui Mining & Smelting	Japan	Pyrometallurgisch (Zink Raffination)	1750
Toho Zinc Co., Ltd	Japan	Pyrometallurgisch (Zink Raffination)	1700
Kansai Catalyst	Japan	Pyrometallurgisch (Zink Raffination)	500
Hydrometal S.A	Belgien	Hydrometallurgisch	1300
SAFT NIFE	Schweden	Pyrometallurgisch	1500
SNAM	Frankreich	Pyrometallurgisch	5400
TNO/Esdex/Leto	Niederlande	Hydrometallurgisch	200
Uniquel, S.A.	Spanien	Hydrometallurgisch	2400 ¹

¹ geplante Kapazität

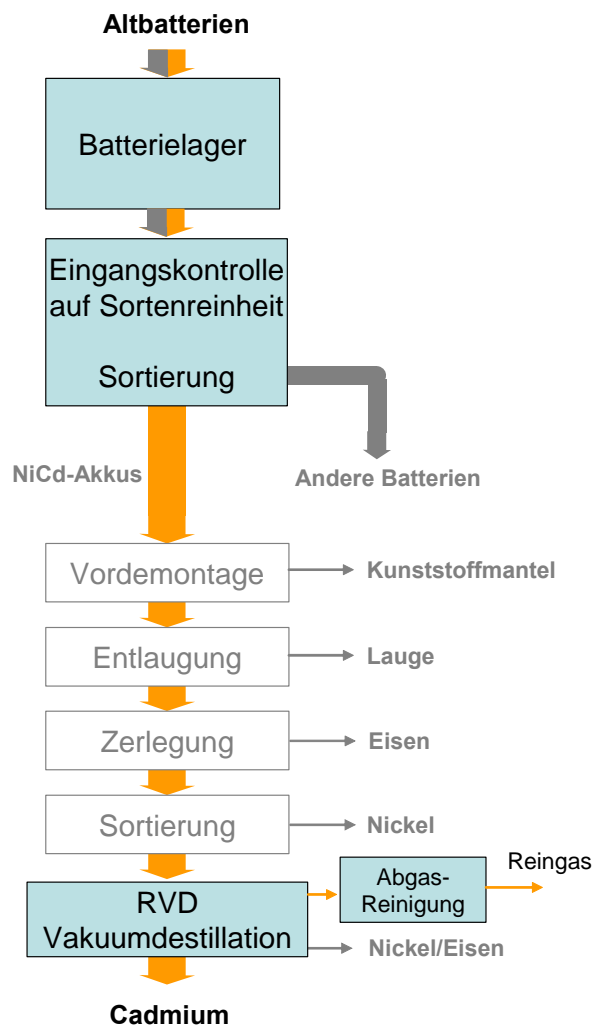
Quelle: [Morrow/Keating 1999]

Für die Aufarbeitung existieren hydro- und pyrometallurgische Verfahren. Hydrometallurgische Verfahren haben nur eine geringe Bedeutung erlangt. Das aufwändige BATENUS-Verfahren, das geschredderte Batterien auslaugt und Wertstoffe aus der Lauge durch komplexe mehrstufige Prozesse wie Solvent Extraktion, Ionenaustausch, Umkehrosmose, Elektrodialyse, etc. abtrennt, wurde 1996 in Schönebeck/Sachsen-Anhalt in einer Anlage realisiert [Fröhlich/Sewing 1995], aufgrund von Problemen mit der Anlage jedoch nicht in den Routinebetrieb genommen [David 2001]. Cadmium sollte mittels Ionenaustausch und Elektrolyse gewonnen werden. In Spanien und anderen Länder werden hydrometallurgische Verfahren mit einfacheren Prozessabläufen eingesetzt.

Die weiteren Ausführungen konzentrieren sich daher auf die Aufarbeitung von NiCd-Akkumulatoren mit pyrometallurgischen Verfahren, mit denen ca. 85% dieser Akkus aufgearbeitet werden. Im Folgenden werden die in Europa wichtigen Verfahren kurz beschrieben.

4.4.2 Das ACCUREC-Verfahren

Zum Recycling von Akkumulatoren vor allem aus industriellen Anwendungen wird in Deutschland am häufigsten das ACCUREC-Verfahren eingesetzt. Neben dem im Folgenden dargestellten Verfahren für das Recycling von NiCd-Akkumulatoren verfügt die Fa. ACCUREC GmbH auch über Technologien zur Behandlung von NiMH- und Li-Akkumulatoren. Hier interessieren ausschließlich die Prozesse für NiCd-Akkumulatoren. Abbildung 19 zeigt schematisch den Stofffluss von Cadmium in den verschiedenen Prozessschritten.



Quelle: ITAS

Abbildung 19: Schematische Darstellung der Cadmiumstoffströme bei der Aufarbeitung von NiCd-Akkumulatoren nach dem ACCUREC-Verfahren.

Die für den Cadmiumfluss relevanten Prozessschritte sind hervorgehoben.

Die angelieferten NiCd-Akkumulatoren werden nach einer Zwischenlagerung einer Kontrolle zur Sortenreinheit unterzogen, andere Akkumulatorsorten werden aussortiert. Im ersten Schritt des Verfahrens erfolgt eine Vordemontage, bei denen die Akkus von ihren Verpackungen und evtl. Kontaktelementen befreit werden. Hierbei werden auch aus elektronischen Kleingeräten Einzelzellen oder „Akkupacks“ manuell ausgebaut und letztere in Einzelzellen zerlegt. Auch die Vordemontage von NiCd-Industriebatterien erfolgt manuell. Die Kunststoffummantelungen werden einer entsprechenden Verwertung zugeführt. Bei den NiCd-Industriebatterien wird der Elektrolyt abgelassen, die entleerten Akkus werden anschließend mit Hilfe von halbautomatischen Maschinen weiter zerlegt. Nur die Negativ-Elektroden werden im Verfahren weiterverarbeitet, der Nickelschrott gelangt als Sekundärrohstoff in die Stahlindustrie.

Die kompletten Einzelzellen (NiCd-Gerätebatterien) und die cadmiumhaltigen Bestandteile der Industriebatterien werden zusammen mit Reduktionsmitteln in einem Stahlbehälter in den Ofen eingebracht und anschließend einer Vakuumdestillation unterzogen.

Der RVD-Prozess („Recycling durch Vakuumdestillation“) arbeitet im Druckbereich von 30 mbar. Die Temperatur wird im Prozess so eingestellt, dass zunächst der Elektrolyt und vorhandene Kohlenwasserstoffe aus Kunststoffen bei etwa 100-150 °C aus den Akku-Bestand-

teilen ausgetrieben werden. Anschließend wird bei rund 750 °C Cadmiumoxid durch das Reduktionsmittel in Cadmiummetall umgewandelt. Im wassergekühlten Kondensator wird das bei diesen Temperaturen und Drücken in der Gasphase vorliegende Cadmium abgeschieden. Insgesamt benötigt der Prozess ca. 8 Stunden. Diese Zeit ist erforderlich, um den Cadmiumgehalt des Nickel-Eisen-Schrottes für eine Verwertung hinreichend zu verringern. Da der Prozess unter Vakuum betrieben wird, entsteht in diesem Verfahren nur eine relativ geringe Menge an Abgas, die einer Abgasreinigung zugeführt werden muss.

4.4.3 Das Verfahren von SNAM

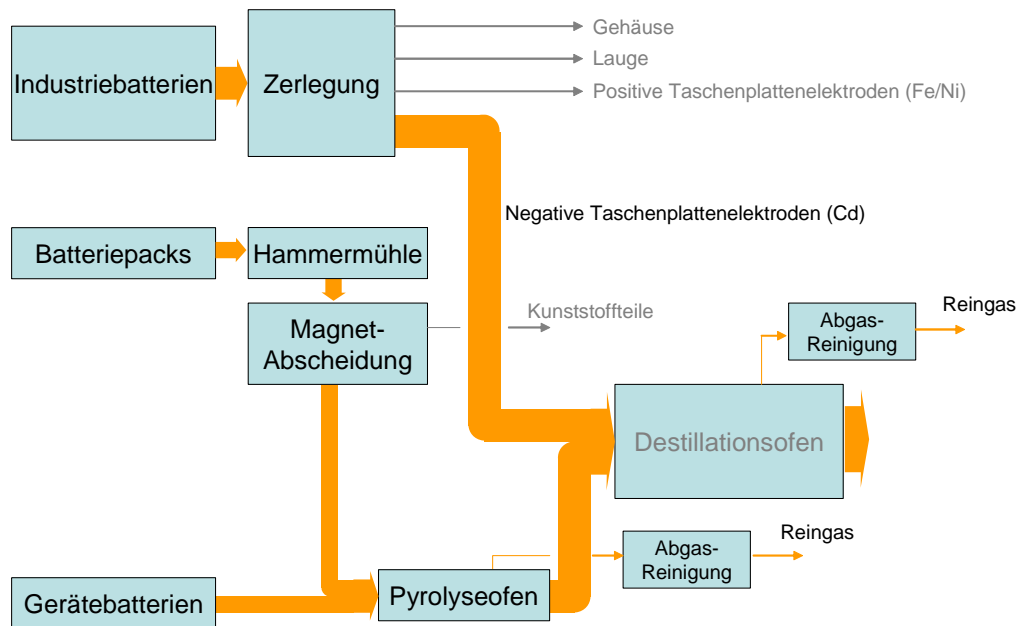
Die Société de Nouvelle D’Affinage des Métaux (SNAM) mit Anlagen in St-Quentin Fallavier bzw. Vizier in Frankreich ist das bedeutendste Recyclingunternehmen von NiCd-Akkumulatoren. Bereits seit 1977 werden dort NiCd-Geräte- und -Industriebatterien sowie cadmium- und nickelhaltige Produktionsrückstände und -abfälle aufgearbeitet. Der Verfahrensablauf ist in Abbildung 20 schematisch dargestellt.

NiCd-Industriebatterien werden zu Beginn der Aufarbeitung manuell oder automatisch in ihre Einzelteile zerlegt und die Wertstoffe separiert. Auch hier werden nur die cadmiumhaltigen Bestandteile in dem Verfahren weiterverarbeitet.

Batteriepacks laufen zuerst zur Separierung der Kunststoffummantelungen durch eine Hammermühle. Die Metallkörper der Akkus werden mit Hilfe eines magnetischen Trennverfahrens von der cadmiumfreien Kunststofffraktion abgetrennt und in den Pyrolyseofen überführt. Einzelzellen aus Ni/Cd-Gerätebatterien können auch ohne Vorbehandlung in die erste Prozessstufe, einen Pyrolyseofen, eingebracht werden.

Der gasbeheizte Pyrolyseofen arbeitet im Batchbetrieb⁸ rund 14 h bei Temperaturen von 350-500 °C unter reduzierenden Bedingungen [Rentz 2001]. Dabei werden die Kunststoffanteile der Akkus in Kohlenwasserstoffe und Pyrolysekoks zersetzt. Das Pyrolysegas wird bei Temperaturen von rund 900 °C verbrannt und das Abgas einer Reinigungsstufe zugeführt. Dabei wird eine Cadmiumfracht von 30 µg/m³ nicht überschritten [Rentz 2001]. Die pyrolysierten Akkubestandteile werden anschließend in Destillationsöfen bei einer Temperatur von 900 °C behandelt. Bei den in den Öfen herrschenden Bedingungen wird Cadmiumoxid zu Cadmiummetall reduziert, das in die Gasphase geht. Das Cadmium wird an Kühlelementen abgeschieden und muss in der Regel ein weiteres Mal destilliert werden, um die Anforderungen an die Reinheit zu erfüllen. In den Destillationsöfen verbleibt ein Eisen-Nickel-Rückstand mit Cadmiumgehalten von 0,1-0,5 Gew.-%, der an die Ferronickel produzierende Industrie abgegeben wird. Das dort auf diesem Weg eingebrachte Cadmium dürfte in die Filterstäube gelangen und mit ihnen entsorgt werden.

⁸ (diskontinuierlicher) Betrieb in Chargen



Quelle: ITAS

Abbildung 20: Schematische Darstellung der Cadmiumstoffströme bei der Aufarbeitung von NiCd-Akkumulatoren bei SNAM.

Die für den Cadmiumfluss relevanten Prozessschritte sind hervorgehoben.

4.4.4 Das Verfahren von SAFT

Die SAFT AB Recyclinganlage in Oskarshamn/Schweden arbeitet hauptsächlich NiCd-Industriebatterien auf und ist in die Anlage zur Herstellung von Industriebatterien integriert. Neben Industriebatterien können auch in gewissem Umfang Gerätebatterien aufgearbeitet werden. Die Akkuabfälle kommen aus der ganzen Welt. Die Prozessabläufe gleichen im Wesentlichen denen von SNAM, aus diesem Grund werden sie hier nicht nochmals erläutert. Von der Anlage wurden 1999 ca. 0,2 kg Cadmium mit der Abluft emittiert und ca. 0,5 kg Cadmium über das Abwasser an die Umwelt abgegeben [David 2001].

4.5 Rücknahme und Recycling von NiCd-Akkumulatoren

4.5.1 Europa und weltweit

In einigen europäischen Ländern wie der Schweiz, den Niederlanden, Deutschland und Österreich wurde schon vor 1990 lokal auf der Basis freiwilliger privater oder öffentlicher Initiativen begonnen, Batterien zum Zweck des Recyclings zu sammeln. Ein durchschlagender Erfolg war den damaligen Initiativen nicht beschieden. Aufgrund der EU-Directive 1991/157/EC des Jahres 1991, die die separate Sammlung von Knopfzellen und portablen NiCd-Batterien fordert, wurde in vielen Ländern der Europäischen Union die Einrichtung von Sammelsystemen für Batterien vorangetrieben. Dies geschah sowohl durch die Fortführung bereits bestehender Einrichtungen, die nun allerdings gezwungen wurden, ihre Sammelstatistiken offen zu legen, als auch durch die Gründung neuer Systeme, oft in Zusammenarbeit mit der Industrie. Trotz steigender Sammelergebnisse haben diese Aktivitäten bis heute noch nicht die angestrebten Quoten erreicht. Die länderspezifischen Sammelprogramme sind in Tabelle 12 aufgeführt. In Schweden und Deutschland wurden auf dem nationalen Level Sammelsysteme für

alle Batterietypen eingeführt. Auch in Frankreich, den Niederlanden, Österreich und der Schweiz werden sämtliche Batteriearten erfasst. In Dänemark und Norwegen beziehen sich die nationalen Anstrengungen nur auf NiCd-Batterien. In Großbritannien erfolgt die Sammlung auf freiwilliger Basis der Industrie ebenfalls nur für NiCd-Batterien.

Die Rücknahme von NiCd-Akkus aus kabellosen Elektrowerkzeugen (Powertools) und anderen Geräten wird von privaten Initiativen betrieben. In Deutschland kümmert sich vor allem BOSCH um die Rücknahme, weitere wichtige Institutionen sind REBAT in Großbritannien, ECOELIT in Italien und ECOVOLT in Frankreich. Die Firma SAFT in Schweden sammelt Altgeräte bzw. Altakkus weltweit für das Recycling ein.

In den USA begann die Batterieindustrie, zunächst aus Imagegründen („green and clean“), Ende der 1980er Jahre, landesweit Sammel- und Recycling-Programme zu implementieren. Zusätzlich verankerten 13 der 50 US-Staaten die Sammlung und das Recyceln von wieder aufladbaren Batterien gesetzlich, dabei handelte es sich zum damaligen Zeitpunkt fast ausschließlich um NiCd-Batterien. Die gesetzlichen Vorgaben der einzelnen Bundesstaaten unterschieden sich jedoch so sehr, dass es nicht möglich war, ein landesweit einheitliches Programm durchzuführen. 1994 wurde die Rechargeable Battery Recycling Corporation (RBRC) durch die einschlägige Industrie gegründet, um eine einheitliche Sammlung und Aufarbeitung dieser Batterien zunächst in den USA und später dann auch in Kanada zu gewährleisten. 1996 wurde der „Mercury-containing and Rechargeable Battery Management Act“ verabschiedet, der u. a. auch Anforderungen für die Kennzeichnung der NiCd-Batterien und für die Sammlung regelt.

In Japan regelt das Gesetz „Law for the Promotion and Utilisation of Recyclable Sources“ von 1993 die Sammlung und das Recyceln von NiCd-Akkus. Danach begann die Battery Association of Japan (BAJ) ein erstes Programm zur Sammlung und zum Recycling aufzubauen. 1998 wurde vom BAJ ein nationales Programm auf freiwilliger Basis für alle Batterietypen gestartet, um die Deponien zu entlasten.

Die in den verschiedenen Ländern eingerichteten Sammelsysteme führten dort zu einem verstärkten Recycling von NiCd-Batterien. In Tabelle 13 sind für ausgewählte europäische Länder die Mengen jährlich verkaufter den gesammelten/recyclten NiCd-Batterien für den Zeitraum 1995-2001 gegenübergestellt. Nicht für alle Länder liegen uns für den gesamten Zeitraum Informationen zu den verkauften und den gesammelten/recyclten NiCd-Batterien vor. Ab 1999 sind die Daten jedoch vollständig. Darüber hinaus ist darauf hinzuweisen, dass die Daten – auch die eines Landes – aus unterschiedlichen Quellen stammen. Da sie z. T. auf verschiedenen statistischen Annahmen beruhen können, sind sie daher nicht immer vergleichbar und einige Effekte in den einzelnen Zeitreihen nicht unbedingt interpretierbar. Die Gesamt mengen gesammelter und recycelter NiCd-Akkumulatoren aus EU-Staaten, der Schweiz und Norwegen sind in Abbildung 21 dargestellt.

Generell weisen die Zahlen aber darauf hin, dass man in nahezu allen Ländern von den in der EU-Gesetzgebung geforderten Sammelzielen noch weit entfernt ist. Der Trend zu einer immer besseren Rücknahmequote wird jedoch ebenfalls deutlich. Während in Frankreich, Griechenland, Großbritannien, Irland, Italien und Spanien im Vergleich zur verkauften Menge nur ein geringer Teil NiCd-Batterien gesammelt und recycelt wurde, wurde in Deutschland, Belgien, den Niederlanden, Norwegen, Österreich und der Schweiz schon ein größerer Anteil recycelt. Am weitesten fortgeschritten ist das Sammeln bzw. Recyceln in den skandinavischen Ländern Dänemark und Schweden, in denen die zurückgenommene und recycelte Menge 2001 nahezu die verkaufte Menge erreichte.

Tabelle 12: Länderspezifische Sammelprogramme für NiCd-Batterien in Europa, Japan, Taiwan und den USA

Land	Jahr	Status	rechtliche Grundlage	Organisation	Bemerkungen
Belgien	1995	Selbstverpflichtung Rechtliche Regelung	Royal Order F96-989 (Gesetz zur Öko-Steuer)	BEBAT	alle Batterien
Dänemark	1992 1999	Selbstverpflichtung Rechtliche Regelung	Order 13/12/93 -BEK 1061 (Pb)	Ministerium	Finanziert durch Umwelsteuer der Hersteller und Importeure; seit 1996 in Verantwortung der Danish Environmental Protection Agency (DEPA). Im Norden Dänemarks (Jütland) wird die Sammlung im Rahmen von Industrie- und Hausmüllentsorgung durch einen Zusammenschluss der Kommunen durchgeführt.
Deutschland	1988 1998	Selbstverpflichtung Rechtliche Regelung	Batterieverordnung 27/3/1998	ARGE-BAT GRS VfW-Rebat, Bosch	
Finnland	1995	Rechtliche Regelung	Governmt. Decision 105/95		
Frankreich	1994 2001	Selbstverpflichtung Rechtliche Regelung	Decree 99-374	ECO-VOLT Fibat/Screlec	SCELRÉC ist verantwortlich für das Batterierecycling. In einem parallelen Netzwerk haben Handelsketten ihre eigenen Sammelssysteme aufgebaut. Gegründet von Powertool Herstellern, hat sich ECO-VOLT unabhängig von anderen Organisationen auf die Sammlung von NiCd-Batterien spezialisiert.
Griechenland			Decision 73537/1438	S.S.E.D.F.I.S.	
Großbritannien	1996	Selbstverpflichtung	Statutory Instrument 232, 2/2/94	REBAT	Etabliert von der britischen Batterieherstellervereinigung BBMA, um der Regierung die Umsetzung der EU-Vorgaben zu ermöglichen; REBAT sammelt NiCd-, NiMH- und Lithium-Ionen Batterien
Irland	1994		Statutory Instrument 262, 1994		
Italien	1988		Decree 475/1988, 476/1997	ECO-ELIT	
Luxemburg			Regulations of 23/5/95	SuperDrecksKéscht	Im Auftrag des Umweltministeriums und der 118 Kommunen ist eine private Firma mit der Sammlung beauftragt. Neben Batterien werden alle problematischen (toxischen) Haushaltsabfälle gesammelt. http://www.sdk.lu
Niederlande	1995	Absprache zwischen Industrie und Regierung	Battery Decree 1993/1995	STIBAT	Gegründet auf Veranlassung der Batteriehersteller und -Importeure, um den Anforderungen der EU nachzukommen.
Norwegen	1991	Rechtliche Regelung	Reg. 17/07/90 and 13/09/94	(Batteriretur) REBAT	BATTERIRETUR wurde 1993 als ein offener Zusammenschluss der Batterieimporteure gegründet, um den ihnen durch das Gesetz auferlegten Verpflichtungen nachzukommen. Zur Umsetzung der EU-Vorschriften für Sekundärbatterien wurde parallel dazu unter gleichem Management die REBAT AS etabliert. Die Teilnahme der Importeure an dem System ist freiwillig, sie können die Sammlung von Altbatterien auch in eigener Regie betreiben.
Österreich	1991	Rechtliche Regelung	Ordinance 514/1990	UFB	Umweltforum Batterien: http://www.batteriensammeln.at/sammeln.htm
Polen	2002	Rechtliche Regelung	Act. 11 May 2001	REBA	Einrichtung von Sammelorganisationen durch die Batterieindustrie seit 2002

- Fortsetzung - Tabelle 12: Länderspezifische Sammelprogramme für NiCd-Batterien in Europa, Japan, Taiwan und den USA

Land	Jahr	Status	rechtliche Grundlage	Organisation	Bemerkungen
Portugal	2002	Rechtliche Regelung	Decree 30/11/00	ECOPIHAS	Einrichtung von Sammelorganisationen durch die Batterieindustrie seit 2002
Schweden	1998 1986	Rechtliche Regelung	Ordinance 1997:645 Valid:10.99	Regierung Ministerium SAFT	Finanziert durch Umweltsteuer der Hersteller und Importeure von NiCd-Industriebatterien und versiegelten NiCds; verbunden mit dem Recyclingwerk in Oskarshamn ist die Herstellung industrieller Taschenplattenbatterien (ca. 350 t Cd)
Schweiz	1990 2001	Rechtliche Regelung	Bat Ordi 1998	BESO INOBAT	INOBAT ist die Nachfolgeeinrichtung von BESO. http://www.inobat.ch
Spanien	1996	Rechtliche Regelung	Royal Decree No. 451/1996	ASIMELEC	
Tschechien	2002	Rechtliche Regelung	Act. 15 May 2001		Einrichtung von Sammelorganisationen durch die Batterieindustrie seit 2002
Ungarn	2002	Rechtliche Regelung	9/2001 Decree	RE'LEM Kht	Einrichtung von Sammelorganisationen durch die Batterieindustrie seit 2002
Außereuropäische Staaten					
Japan	1993 1998	Selbstverpflichtung Rechtliche Regelung	New Battery Recycling Law (Apr 2001)	BAJ	Battery Association of Japan: http://www.baj.or.jp/e/index.html
Kanada	1994 1997	Selbstverpflichtung Rechtliche Regelung		RBRC	Rechargeable Battery Recycling Company: http://www.rbrc.org/
Taiwan	1991			ROC	Die Recycling Management Organisation ist durch die taiwanesischen Umweltbehörde ins Leben gerufen worden. Der Handel ist gesetzlich verpflichtet, (Trocken-)Batterien von den Verbrauchern zurückzunehmen; er erhält dafür eine finanzielle Unterstützung.
USA	1994 1996			RBRC	Rechargeable Battery Recycling Company: http://www.rbrc.org/

Die Informationen sind folgenden Quellen entnommen:

EPBA*: Informationen der European Portable Battery Association unter folgenden Adressen abrufbar (Stand Oktober 2008):

Allgemeine Informationen zum Recycling: <http://www.epbaeurope.net/recycling.html>

Informationen zur nationalen Gesetzgebung: http://www.epbaeurope.net/legislation_national.html

Informationen zur Recycling Organisationen: http://www.epbaeurope.net/recycling_cro.html

RBRC / RECHARGE*: Informationen der Rechargeable Battery Recycling

Corporation / RECHARGE aisbl: <http://www.rechargebatteries.org/>

Informationen zur Gesetzgebung in der EU und europäischen Staaten: <http://www.rechargeknowledge-legislation.html>

Informationen zu europäischen Recyclingorganisationen: <http://www.rechargebatteries.org/html/recharge-knowledge-recycling.html>

Tabelle 13: Verkaufte sowie gesammelte/recycelte portable NiCd-Batterien 1995-2001 (Angaben in t)

	1995		1996		1997		1998		1999		2000		2001	
	Verkauf	Gesammelt Recycelt	Verkauf	Gesammelt Recycelt	Verkauf	Gesammelt Recycelt	Verkauf	Gesammelt Recycelt	Verkauf	Gesammelt Recycelt	Verkauf	Gesammelt Recycelt	Verkauf	Gesammelt Recycelt
Belgien (B)		10	381	10	388	50	368	66	327	59	302	115	261	70
Dänemark (DK)	233	54	218-328	9	291	103	242	78	137	66	127	59	110	108
Deutschland (DE)	2.642*	206	2.334*	303	2.214*	440	2.050*	403	2.261**	596	2.091**	950***	1.808**	921***
Finnland		1	250	6				12-91	134	5-113	124	10	107	1
Frankreich (F)		35		70		105		92	2212	140	2.046	140	1768	182
Griechenland									404		374	1	323	1
Großbritannien(UK)	1.766	63	1.958	72	2.167	94	2.652	46	2.707	75	2.503	78	2163	93
Irland									233	9	216	11	186	5
Italien						2		1	1.567	25	1.449	33	1253	36
Luxemburg								5	25	5	23	5	20	5
Niederlande		29		35		75		119	652	150	603	210	521	160
Norwegen	199	2	187	10	124	66	175	63	125	12-53	116	10	100	43
Österreich (A)		27		43	62*	62	98*	97	309	97	286	53	247	84
Portugal									241		223	1	193	1
Schweden (S)	338	108	333	110	328	142	190	143	249	169	230	147	199	167
Spanien		4							1.168	38	1080	30	934	66
Gesamt EU-16		539		663		1.106		1.125	14.005	1.446	11.793	1.852	11.295	1.943
Schweiz		96		46		21		114	274	48	253	194		198

Quellen:

(A): via UFB;

(B): BEBAT;

(DE): UBA, *, ZVEI; **, Industriedaten nach CollectNiCad (Marktdaten) [Wiaux 2002]

(DK): Danish Battery Association;

(F): nur SCRA Mitglieder (Marktdaten);

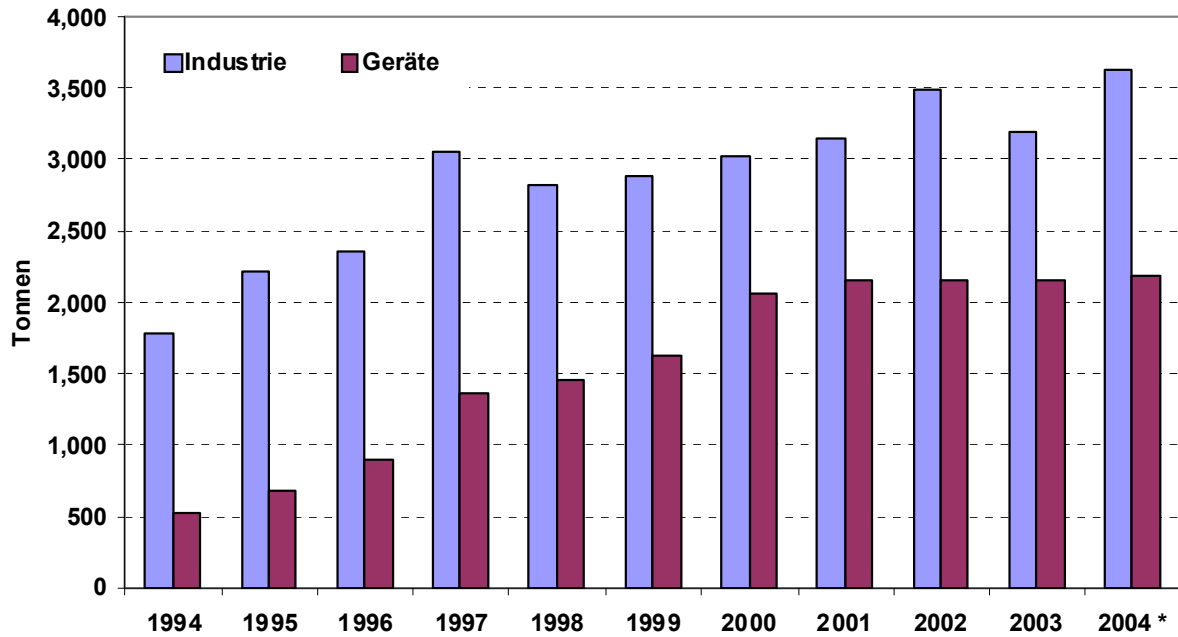
(S): Importeure und Hersteller (Marktdaten);

(UK): Minsire de l'amenagement du territoire et de l'environnement (Sammeln/Recyceln)

ERM (Marktdaten);

SNAM (Sammeln/Recyceln);

SAFT (Sammeln/Recyceln)



Quelle: nach [Recharge 2004]

Abbildung 21: Gesammelte und recycelte NiCd-Akkumulatoren in den EU-Staaten, der Schweiz und Norwegen (*: Werte für 2004 geschätzt).

4.5.2 Deutschland

In Deutschland wurde 1994 von der ARGE Bat (Arbeitsgemeinschaft Gerätebatterien beim Fachverband Batterien im ZVEI) ein spezielles Sammelprogramm für NiCd-Batterien ins Leben gerufen. Nach der gesetzlichen Verankerung des Batterierecyclings durch die Batterieverordnung ist von der GRS 1998 ein bundesweites Sammelsystem etabliert worden, zu dem jeder Verbraucher einfachen Zugang über die Verkaufsstellen hat. Des Weiteren ist hier die VfW-REBAT zu nennen. Sie finanziert das System durch ihre zurzeit 72 Vertragspartner aus der Batterieindustrie auf der Grundlage der pro Jahr in Verkehr gebrachten Batterien. Bundesweit können Batterien bei 5.500 Annahmestellen zurückgegeben werden. Eine Erfolgskontrolle wird den zuständigen Landesumweltministerien jährlich vorgelegt. Öffentlich-rechtliche Entsorgungsträger oder Gewerbebetriebe schließen sich häufig einem einzigen Entsorger an.

Seit Inkrafttreten der Batterieverordnung 1999 in Deutschland sind Hersteller und Importeure von Batterien verpflichtet, für die Rücknahme ihrer Produkte zu sorgen und dies jährlich in einem Erfolgsbericht zu dokumentieren. Die meisten Hersteller und Importeure von Gerätebatterien haben sich in einer Stiftung „Gemeinsames Rücknahmesystem Batterien“⁹ (GRS) zusammengeschlossen. Diese Stiftung wurde von den Firmen Energizer, Gillette, Panasonic, Philips, SAFT, Sanyo, Sony und Varta sowie dem Zentralverband der Elektrotechnik- und Elektronikindustrie (ZVEI) im Mai 1998 ins Leben gerufen. Ende 2005 waren 736 Hersteller und Importeure Vertragspartner der GRS. Neben der GRS sind als weitere wichtige Sammelsysteme die VfW-REBAT und die Firma Bosch zu nennen. Letztere nimmt insbesondere Werkzeug-Akkus zurück. Insgesamt entspricht nach Angaben in den Erfolgsberichten die jährlich zurückgenommene Menge von NiCd-Akkus einem Drittel der verkauften Akkus. Ab-

⁹ <http://www.grs-batterien.de/>

Abbildung 22 gibt einen Überblick über die in Deutschland von 1994 bis 2003 gesammelten und aufgearbeiteten NiCd-Akkus.

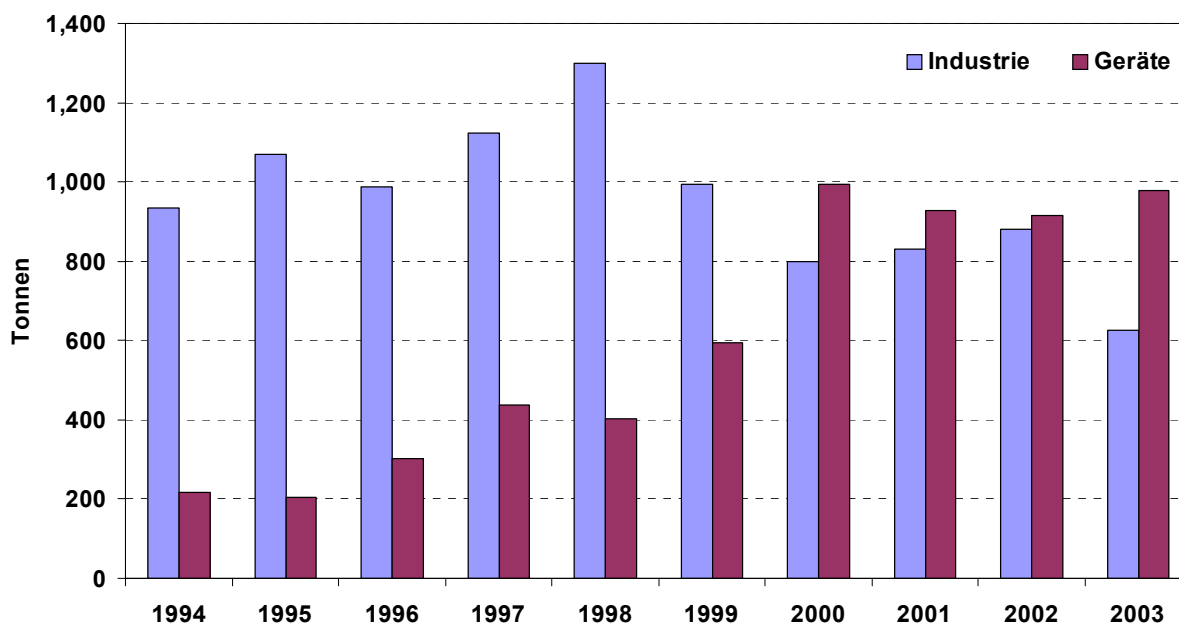


Abbildung 22: Gesammelte und recycelte NiCd-Akkumulatoren in Deutschland

Die zurückgenommenen Akkus werden zum Teil deponiert, der größere Teil geht zum Recycling zu ACCUREC und zu SNAM nach Frankreich. Die Menge des jährlich aus dem Recycling von Gerätebatterien zurück gewonnenen Cadmiums liegt größenordnungsmäßig bei 100 t (vgl. Tabelle 14).

Tabelle 14: In Deutschland verkaufte, gesammelte und verwertete NiCd-Akkumulatoren sowie Cadmiumgehalte der verkauften Batterien und bei der Verwertung gewonnenes Cadmium (grau markiert) (in t)

	2000	2001	2002	2003
Nach Angaben von GRS, Bosch (für das Jahr 2000 auch Rebat) verkaufte Menge portabler NiCd-Akkus	3.215	2.785	2.608	3.184
Entsprechender Cd-Gehalt	434	376	352	430
Eingesammelte NiCd-Akkus	1.000	1.151	1.102	1.178
Von GRS und Bosch in diesem Jahr verwertet		925	920	980
Von GRS in diesem Jahr verwertet		823	828	718
Zurückgewonnenes Cadmium (nur GRS)		106	147	92

Die geringere Zahl zurückgenommener Akkus im Vergleich zu den verkauften deutet einerseits darauf hin, dass die Menge von Akkus, die sich beim Verbraucher in Verwendung befindet oder dort gehortet wird, zunimmt. Andererseits gelangen aus diesem Vorrat Akkus immer noch in größeren Mengen in den Hausmüll und bereiten dort Probleme. Diejenigen Akkus, die vermischt mit dem Restabfall oder unerkannt in elektrischen oder elektronischen Geräten

(insbesondere in Kleingeräten) im Restabfallstrom verbleiben, landeten im betrachteten Zeitraum letztendlich in den Müllverbrennungsanlagen oder auf der Deponie.

Wesentlich besser ist die Situation bei den Industriebatterien, denn deren Rücknahme und Recycling ist schon seit längerer Zeit relativ gut geregelt. Zum Teil verbleiben die vergleichsweise großen Akkumulatoren auch im Besitz der Hersteller und werden den Kunden lediglich zur Nutzung bereitgestellt. Abschätzungen der in den Jahren nach 1999 zurückgenommenen NiCd-Industrieakkumulatoren zeigen ein interessantes Bild: demnach wurden jährlich 800-1.000 t der Akkumulatoren zurückgenommen, während in der gleichen Zeit deutschlandweit nur 250 t abgesetzt worden waren. Die Hauptquelle dieses Überschusses dürfte auf Umrüstungsmaßnahmen der deutschen Reichsbahn in den neuen Bundesländern beruhen.

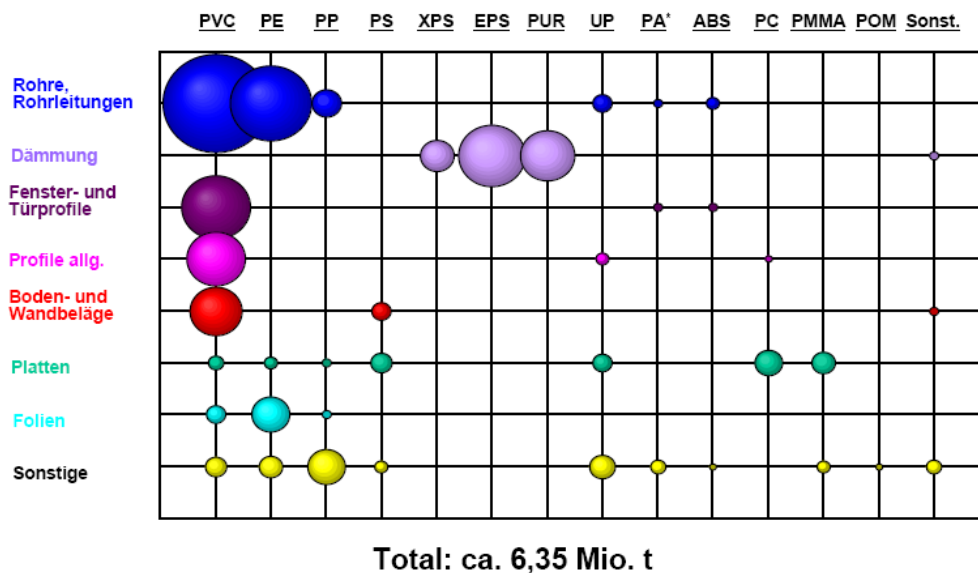
Aufgrund der langen Lebensdauer industrieller NiCd-Akkumulatoren ist aber auch hier von einem großen Vorrat an Cadmium auszugehen, der sich im Laufe der Jahre bei den Endverbrauchern angesammelt hat.

5 Anwendungsbereiche cadmiumhaltiger Stabilisatoren und Pigmente

5.1 Einsatzgebiete von Stabilisatoren

Stabilisatoren werden Kunststoffen zugesetzt, um deren Thermostabilität (im Wesentlichen bei der Verarbeitung) und deren Witterungs- und Altersbeständigkeit zu verbessern. Im Folgenden werden ausschließlich Stabilisatoren für die Herstellung von PVC betrachtet. Diese sind anorganische und organische Salze der Metalle Blei, Zink, Calcium, Zinn und Cadmium. Cadmiumhaltige Stabilisatoren bestehen aus einer Mischung organischer Salze aus Barium, Blei und Cadmium, dabei liegt Cadmium in der Regel in Form von Cadmiumstearaten oder Cadmiumlaurat vor. Sie enthalten zwischen 1% und 15% Cadmium. Der Gehalt von Stabilisatoren im fertigen PVC liegt im Allgemeinen zwischen 0,5% und 2%¹⁰. Für die Auswahl des Stabilisators sind vor allem technische Gründe und die Art der Anwendung maßgeblich.

Durch die EU-Richtlinie 91/338/EWG¹¹ ist der Einsatz cadmiumhaltiger Stabilisatoren bereits seit 1991 in vielen PVC-Anwendungen verboten. Darüber hinaus dürfen Produkte mit einem Cadmiumgehalt größer 100 ppm nicht auf den Markt gebracht werden. Dies gilt auch für Rohre/Rohrleitungen, Wand-/Bodenbeläge sowie Platten und Folien. Eine Ausnahme bildeten lediglich die in der Bauindustrie eingesetzten PVC-Profile, für die diese Begrenzung nicht gilt. Wie Abbildung 23 zeigt, hat PVC am Kunststoffverbrauch in der Bauindustrie Westeuropas den größten Anteil und wird überwiegend für Rohre, Rohrleitungen, Fenster- und Türprofile, Profile allgemein und Boden- und Wandbeläge eingesetzt.



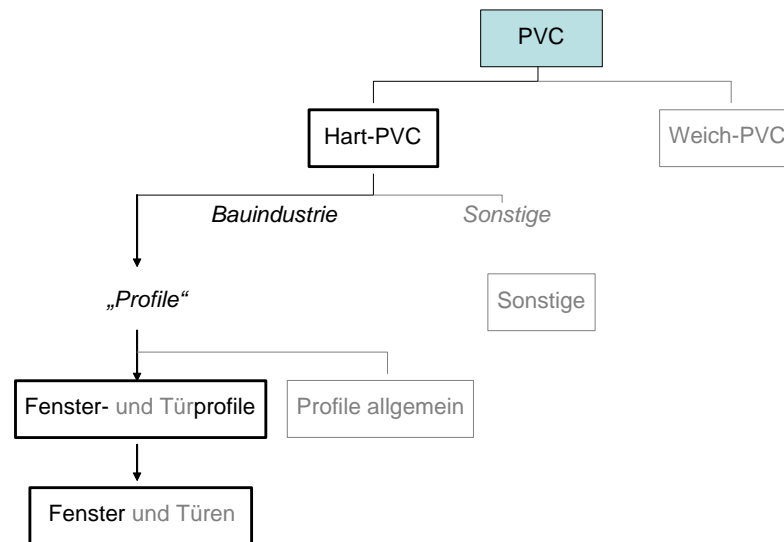
*) ohne Lackharze und Dispersionen, Leime, Tränkarze, Alkydharze, Epoxidharze, PA ohne Synthefasern.

Abbildung 23: Kunststoffverbrauch in der Bauindustrie Westeuropas 1998 nach Materialien und Produkten/Anwendungen [VKE 1999].

¹⁰ http://www.cadmium.org/app_stab.html

¹¹ EU-Richtlinie 91/338/EWG:
<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31991L0338:DE:HTML>

Cadmiumhaltige Stabilisatoren werden insbesondere bei der Erzeugung von Hart-PVC eingesetzt, das für die Herstellung von Tür- und Fensterprofilen genutzt wird. Die mit diesen Erzeugnissen in Zusammenhang stehenden Stoffflüsse werden im Folgenden näher untersucht. Die Fertigung von Fenster- und Türprofilen aus Hart-PVC ist in Abbildung 24 schematisch dargestellt.



Quelle: ITAS

Abbildung 24: Schematische Darstellung der Fertigung von Fenstern und Türen aus Profilen aus Hart-PVC.

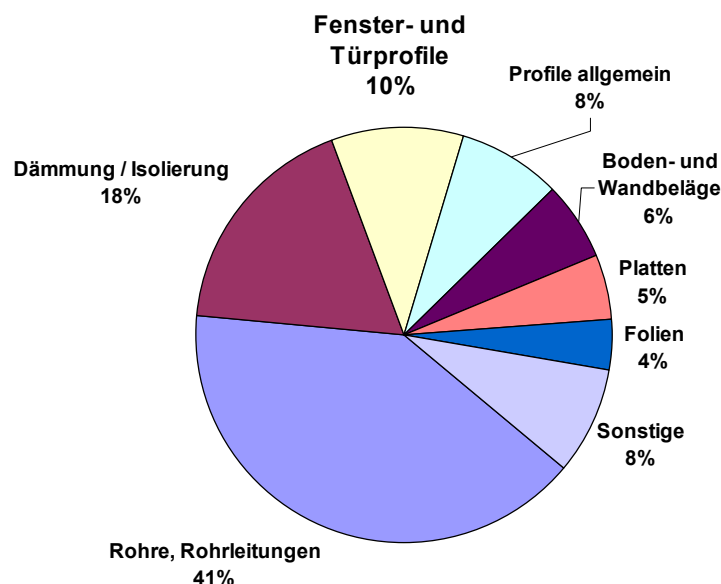
Hierbei ist zu beachten, dass in der Bauindustrie zwischen „Fenster- und Türprofilen“ sowie „Profilen allgemein“ unterschieden wird. Beide Einsatzbereiche hatten 1998 vergleichbare Marktanteile am Kunststoffverbrauch in der Bauindustrie in Westeuropa (Abb. 25). In dieser Arbeit sind jedoch nur Fenster- und Türprofile von Interesse, da nur in diesen Produkten cadmiumhaltiges PVC zum Einsatz kommt. Es kann des Weiteren angenommen werden, dass Türprofile gegenüber Fensterprofilen mengenmäßig von untergeordneter Bedeutung (< 5%) sind. Aus diesem Grund wird im Folgenden nur noch von „Fensterprofilen“ gesprochen.

Im März 2000 wurde von der europäischen PVC-Branche, vertreten durch die vier Hauptverbände ECVM - European Council of Vinyl Manufacturers (PVC-Hersteller), ECPI - European Council for Plasticizers & Intermediates (Weichmacher-Hersteller), ESPA - European Stabilizer Producer Association (Stabilisatoren-Hersteller) und EuPC - European Plastics Converters (Kunststoff-Verarbeiter), eine freiwillige Vereinbarung, die „Selbstverpflichtung der PVC-Branche zur Nachhaltigen Entwicklung“ unterzeichnet, u. a. mit dem Ziel, zukünftig auf die Verwendung cadmiumhaltiger Stabilisatoren zu verzichten. Die unterzeichnenden Verbände repräsentieren die PVC-Kette von den PVC- und Additiv-Produzenten bis zu den PVC-Verarbeitern. Allerdings hatten sich damals den oben genannten Verbänden – und somit der Selbstverpflichtung – nur 60-80% der PVC-Fensterprofil- und Rohrerhersteller angeschlossen [Grünbuch 2000].

Im Oktober 2001 hat die PVC-Branche unter dem Titel „Vinyl 2010“ die Selbstverpflichtung zur Nachhaltigen Entwicklung um weitere Ziele ergänzt, andere wurden konkretisiert. Darüber hinaus erhielten die Freiwillige Selbstverpflichtung und die für ihre Umsetzung zuständige Organisation einen neuen Namen, Vinyl 2010¹². Die Maßnahmen und Ergebnisse für

¹² <http://www.pvcinitiative.com>

das Jahr 2003 wurden von einem Monitoring Komitee überwacht, dem neben dem von „Vinyl 2010“ selbst beauftragten unabhängigen norwegischen Gutachter-Institut „Det Norske Veritas“ (DNV) erstmals auch Vertreter des Europäischen Parlaments, der Europäischen Kommission und der Gewerkschaften angehörten.



Quelle: [VKE 1999]

Abbildung 25: Kunststoffverbrauch der Bauindustrie Westeuropas 1998 nach Verwendung.

Die freiwillige Vereinbarung führte dazu, dass seit April 2001 sowohl der Verkauf als auch die Verwendung cadmiumhaltiger Stabilisatoren, die bis zu diesem Zeitpunkt vor allem bei der Herstellung von PVC für die Produktion von Fensterprofilen eingesetzt wurden, in der EU, in Norwegen und in der Schweiz eingestellt ist¹³. Die Verpflichtung zur Verwendung cadmiumfreier Stabilisatoren betrifft allerdings nicht die Importe in diese Länder, so dass importierte Produkte noch cadmiumhaltige Stabilisatoren enthalten können [Grünbuch 2000]. Auch wurden in den folgenden Jahren in Europa einschließlich Deutschland weiterhin cadmiumhaltige Stabilisatoren hergestellt, die in Staaten außerhalb der EU exportiert wurden [VKE 2005]. Angaben über Mengen konnten nicht erhoben werden.

5.1.1 Cadmiumstoffströme durch den Einsatz von Stabilisatoren in Deutschland und der EU

Die nachfolgenden Ausführungen für den Betrachtungszeitraum der Studie (1995 bis 2000) beziehen sich zunächst auf den Einsatz cadmiumhaltiger Stabilisatoren für die Herstellung von PVC für die Produktion von PVC-Fensterprofilen für die Bauindustrie.

Informationen über den Absatz cadmiumhaltiger Stabilisatoren liegen nur für die EU, erweitert um Norwegen und die Schweiz für ausgewählte Jahre vor, der deutsche Verbrauch wird nicht separat ausgewiesen. Auch sonst sind für Deutschland keine Angaben zu finden, die sich auf den gesamten Untersuchungszeitraum beziehen. Daher mussten für den in dieser

¹³ siehe http://www.agpu.de/fileadmin/user_upload/4_3_3_Fortschritt_2004.pdf

Studie betrachteten Zeitraum eigene Abschätzungen bzw. eigene Modellrechnungen vorgenommen werden. Ausgehend von den Daten für 1992 und unter der Annahme, dass sich in den folgenden Jahren (bis 2000) der deutsche Marktanteil am Cadmiumverbrauch für Stabilisatoren in Europa (EU + N + CH) nicht signifikant geändert hat, wurde der Anteil Deutschlands an diesem Markt durchgängig auf 25% geschätzt.

Des Weiteren ist den europäischen Absatzdaten für 1997 bis 2000 zu entnehmen, dass feste cadmiumhaltige Stabilisatoren, die weitgehend für die Herstellung von PVC-Profilen für den Baubereich eingesetzt wurden, einen Anteil von ca. 68% hatten. Flüssige Stabilisatoren (ca. 32%) wurden überwiegend für Produkte aus Weich-PVC verwendet. Auf die Verteilung der PVC-Produktion auf zwei Drittel Hart-PVC und ein Drittel Weich-PVC wird auch in verschiedenen Veröffentlichungen hingewiesen¹⁴. Da keine genaueren Daten vorlagen, wurden die europäischen Verhältnisse daher auch auf Deutschland übertragen. Auf der Basis dieser Annahmen ist davon auszugehen, dass in Deutschland der Cadmiumverbrauch für die Herstellung von PVC-Profilen von 32 t im Jahr 1995 auf 5 t im Jahr 2000 zurückgegangen ist (Tab. 15).

Tabelle 15: Cadmiumfracht der in der EU und Norwegen und Schweiz abgesetzten Stabilisatoren sowie Abschätzungen für Deutschland.

	Deutschland			EU + N + CH		
	fest	flüssig	gesamt	fest	flüssig	gesamt
1980			500 ¹			
1985			250 ¹			
1990			206 ¹			
1991			141 ¹			
1992			154 ¹			600 ³
1993			100 ¹			
1994			91 ¹			
1995	32*	15*	47 ³	125*	63*	188*
1996	22*	11*	33*	88*	44*	131 ⁴
1997	18*	8*	26*	71 ²	33 ²	104 ²
1998	9*	4*	13*	33 ²	17 ²	50 ²
1999	5*	3*	8*	21 ²	10 ²	31 ²
2000	5*	3*	8*	24 ²	9 ²	33 ²
2001						0,6
2002						0

¹⁾ eigene Abschätzungen;

¹⁾: [Balzer 1996];

²⁾: [VINYL2010 2002];

³⁾: [Balzer 2000];

⁴⁾: nur EU [TRAR 2003]

5.1.2 Abschätzung des Einsatzes cadmiumhaltiger Stabilisatoren bei der Herstellung von Fensterprofilen für das Jahr 1998

Für den Einsatz cadmiumhaltiger Stabilisatoren bei der Herstellung von Fensterprofilen liegen mit Ausnahme des Jahres 1998 für den gesamten Untersuchungszeitraum 1995 bis 2000 keine konkreten Daten vor. Für dieses Jahr konnte auf Informationen aus verschiedenen Quellen zurückgegriffen werden. Basierend auf diesen Daten wurde die Modellierung des durch den Einsatz dieser Stabilisatoren in der Fensterprofilindustrie induzierten Cadmiumstoffstroms durchgeführt.

¹⁴ <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-daten/daten/polyvinylchlorid.htm>

Der PVC-Verbrauch im Bereich Fensterkonstruktionen lag in Europa bei 451.000 t. Auf die deutschen Fensterhersteller entfielen davon rund 88%. Von diesen aus ca. 400.000 t hergestellten Fensterprofilen wurde knapp die Hälfte exportiert [PVC-plus 1999]. Nur ein Teil der Fensterprofile enthielt jedoch cadmiumhaltige Stabilisatoren, über den genauen Anteil liegen keine Informationen vor.

Nach [VINYL2010 2002] wurden 1998 in Europa 50 t Cadmium für die Herstellung von Stabilisatoren verbraucht, davon 33 t Cadmium für feste (Hart-PVC) und 17 t für flüssige Stabilisatoren (überwiegend Weich-PVC). Nach Angaben der Arbeitsgemeinschaft PVC und Umwelt e.V. (AgPU) betrug der mittlere Cadmiumgehalt der mit cadmiumhaltigen Stabilisatoren hergestellten Fensterprofile im Zeitraum 1990-1995 ca. 1.500 ppm [AgPU 2003]. Auch für die folgenden Jahre dürfte von einem ähnlichen Konzentrationswert auszugehen sein, denn um bestimmte Anforderungen an die Profile zu erfüllen, dürften entsprechende Cadmiumkonzentrationen notwendig sein.

Wie bereits erwähnt, sind die hergestellten bzw. abgesetzten Mengen cadmiumhaltiger Fensterprofile weder für Europa noch für Deutschland bekannt. Setzt man den mittleren Cadmiumgehalt von 1500 ppm dieser Fensterprofile in Relation zu den 33 t Cadmium, die in den in der EU abgesetzten festen Stabilisatoren enthalten waren, so errechnen sich für die EU etwa 22.000 t cadmiumhaltige Fensterprofile, die hergestellt und abgesetzt wurden. Unter gleichen Annahmen hieße dies, dass – ausgehend von 9 t Cadmium in festen Stabilisatoren (Tab. 15) – in Deutschland 6.000 t cadmiumhaltiger Fensterprofile produziert wurden.

5.1.3 Abschätzung des Imports, Exports und inländischen Verbleibs von PVC-Fenstern und -Fensterprofilen

In diesem Abschnitt sollen die Cadmiumstoffströme in Deutschland abgeschätzt werden, die mit der inländischen Produktion, dem Import, Export und dem inländischen Verbleib von PVC-Fensterprofilen und -Fenstern verbunden sind. Wegen fehlender Daten bauen diese Ausführungen im Wesentlichen auf den Ergebnissen des letzten Abschnittes für das Jahr 1998 auf. Um die Stoffströme für den gesamten Untersuchungszeitraum darstellen zu können, müssen fehlende Daten modelliert werden. Zu ihrer Berechnung sowie der Validierung des Modells wurde auf weitere Marktdaten aus unterschiedlichen Quellen, insbesondere den Außenhandelsstatistiken des Statistischen Bundesamtes, zurückgegriffen.

PVC-Stoffströme

Um die PVC-Stoffströme zu bestimmen, werden PVC-Fensterprofile und die daraus hergestellten Fenster zunächst getrennt betrachtet. Ziel war es, für beide Bereiche Produktion, inländischen Markt, Import und Export separat zu bestimmen. Für die Herstellung von PVC-Fensterprofilen im Jahr 1998 wurden in Deutschland, wie bereits erwähnt, ca. 400.000 t Hart-PVC eingesetzt.

PVC-Fensterprofile

Der deutsche Export von Fensterprofilen wird für 1998 nach [Rigby/Arnold 1999] und [PVC plus 1999] auf ca. 45% des inländischen Produktionsvolumens von PVC-Profilen abgeschätzt. Dies entspricht einem Exportvolumen von ca. 180.000 t Fensterprofilen. Im gleichen Jahr wurden nach der Außenhandelsstatistik des Statistischen Bundesamtes 217.015 t Profile exportiert (Kennzahl der Statistik: 3916 20 10 „Monofil Stab usw. Polyvinylchlorid“). In dieser Kategorie sind nicht nur Fensterprofile, sondern auch andere Profile enthalten. Da ca.

180.000 t Fensterprofile exportiert wurden, dürfte die Menge der anderen Profile in der Größenordnung von 37.000 t liegen. Dies entspricht ca. 17% der Exportmenge. Aufgrund fehlender Angaben wird mit dieser Quote und den Daten der Exportstatistiken die Menge der exportierten Fensterprofile für die fehlende Jahre abgeschätzt (siehe Tab. 16).

Tabelle 16: Export von PVC-Fensterprofilen (in t)

	1995	1996	1997	1998	1999	2000
PVC-Profile allgemein ([Stabu 1995-2000])	127.799	147.235	186.826	217.015	240.203	268.912
PVC-Fensterprofile (eigene Abschätzungen)	106.073	122.205	155.065	180.000	199.369	223.197

Auch für den Import von Fensterprofilen nach Deutschland liegen nicht für den gesamten Untersuchungszeitraum Informationen vor. Nach [Rigby/Arnold 1999] wurden 1998 insgesamt 161.000 t PVC-Fensterprofile in die einzelnen Länder der EU aus EU und Nicht-EU Staaten eingeführt. [Rigby 2006] gibt des Weiteren für 2005 an, dass 4% der Importmenge nach Deutschland gingen. Unter der Annahme, dass 1998 eine vergleichbare niedrige Quote für die Importmenge galt, entspräche dies rund 6.500 t Profile. Auf diese Größenordnung für den Import nach Deutschland Ende der 1990er Jahre weist auch Troplast/Kömmerling¹⁵ hin, wonach knapp 98% der inländisch verkauften PVC-Fensterprofile von deutschen Unternehmen hergestellt wurden.

Analog zu den Exporten wurde auch hier aus den Angaben der Außenhandelsstatistik des Statistischen Bundesamtes [Stabu 1995-2000] für 1998 eine Importquote für den Anteil der Fensterprofile an den gesamten importierten Profilen errechnet. Hierzu wurden die 6.500 t PVC-Fensterprofile der Importmenge von 24.912 t „Profile allgemein“ gegenübergestellt, was eine Quote von 26% ergab. Mit dieser Quote und den Daten der Importstatistiken wurde die Menge der importierten Fensterprofile für die fehlende Jahre abgeschätzt (siehe Tab. 17).

Tabelle 17: Import von PVC-Fensterprofilen (in t)

	1995	1996	1997	1998	1999	2000
PVC-Profile allgemein ([Stabu 1995-2000])	14.962	15.811	21.605	24.912	23.469	20.759
PVC-Fensterprofile (eigene Abschätzungen)	3.904	4.125	5.637	6.500	6.123	5.416

Um die deutsche Produktion von PVC-Fensterprofilen wegen fehlender Informationen für den gesamten Untersuchungszeitraum abschätzen zu können, muss neben den Angaben zum Export und Import von PVC-Fensterprofilen auch der deutsche PVC-Fenstermarkt berücksichtigt werden. Nach Angaben der Arbeitsgemeinschaft PVC und Umwelt ist der inländische Markt für PVC-Fenster während des gesamten Untersuchungszeitraums nahezu unverändert geblieben. Da, wie später ausgeführt wird, dies auch für den Export von Fenstern während des Untersuchungszeitraums gilt [Stabu 1995-2000], kann davon ausgegangen werden, dass der Umfang der deutschen PVC-Fensterproduktion in dieser Zeit stabil war und damit auch die Menge der inländisch zur Verfügung stehenden PVC-Fensterprofile. Die Menge der in Deutschland produzierten PVC-Fensterprofile (Tab. 18) ist die Summe aus den für alle Jahre

¹⁵ http://ec.europa.eu/comm/competition/mergers/cases/decisions/m2094_de.pdf

konstant angenommenen 220.000 t inländisch verbliebenen und den exportierten PVC-Fensterprofilen.

Tabelle 18: PVC-Fensterprofile: eigene Abschätzungen zur inländischen Produktion, zu Import und Export sowie deren Verbleib zur inländischen Fensterherstellung (in t)

	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Inländische Produktion	326.073	342.205	375.065	400.000	419.369	443.197
Export	106.073	122.205	155.065	180.000	199.369	223.197
Import	3.904	4.125	5.637	6.500	6.123	5.416
Verbleib zur inländischen Fensterherstellung	223.904	224.125	225.637	226.500	226.123	225.416

PVC-Fenster

Aus den in Deutschland verbliebenen inländisch hergestellten sowie importierten PVC-Fensterprofilen werden Fenster hergestellt, die zum größten Teil hier verbleiben. Dies ist der bereits erwähnte inländische Markt für PVC-Fenster, der während des gesamten Untersuchungszeitraums nahezu unverändert geblieben ist¹⁶.

Um die Menge der exportierten und importierten PVC-Fenster abzuschätzen, werden wiederum Daten des Statistischen Bundesamtes herangezogen [Stabu 1995-2000]. Zur Auswertung der Außenhandelsstatistiken des Statistischen Bundesamtes wurden für die Bilanzierung der Fensterimporte und -exporte zunächst zwei Festlegungen getroffen:

- In den Angaben des Statistischen Bundesamtes wird der Import und Export von Türen und Fenstern nicht getrennt aufgeführt. Aus Plausibilitätsgründen wurde die Annahme getroffen, dass jeweils 5% der genannten Mengen Türen zuzuordnen sind, damit entfallen 95% auf Fenster.
- Des Weiteren sind die Gewichtsangaben näher zu betrachten: Es ist davon auszugehen, dass es sich bei dieser Handelsware um glaslose Fenster ohne Beschläge handelt (letztere werden separat in den Statistiken ausgewiesen), in die die Versteifungen aber bereits eingebaut sind. Aufgrund eigener Abschätzungen tragen die PVC-Rahmen mit 75% und die Versteifungen mit 25% zum Gewicht der glaslosen Fenster bei.

Um den PVC-Anteil der exportierten und importierten PVC-Fenster zu bestimmen, werden die in den Statistiken angegebenen Mengen M_{ft} zunächst auf Fenster eingegrenzt ($M_f = M_{ft} * 0,95$) und der verbleibende Teil M_f mit dem Faktor 0,75 multipliziert. Die Ergebnisse sind in Tabelle 19 enthalten. Die Ergebnisse stehen im Einklang mit Informationen aus [Rigby/Arnold 1999], wonach der Import von Fenstern nach Deutschland für 1998 größenordnungsmäßig doppelt so groß ist wie der Export. Aus den Angaben des Statistischen Bundesamtes ist zu entnehmen, dass ca. 50% des Imports aus EU-Ländern stammen. In Tabelle 20 sind zusammenfassend die berechneten Werte für Import und Export von PVC-Fensterprofilen und -Fenstern dargestellt und um Informationen zu der in Deutschland dadurch verbliebenen PVC-Menge ergänzt.

¹⁶ http://www.agpu.de/fileadmin/user_upload/4_3_4_Fenster_BRD.pdf

Tabelle 19: Import und Export von PVC-Türen und -Fenstern sowie der in den PVC-Fenstern enthaltenen PVC-Menge (in t)

	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Import						
Türen/Fenster ([Stabu 1995-2000])	47.990	46.595	53.053	49.507	55.214	48.972
PVC in Fenstern (eigene Abschätzung)	34.193	33.199	37.800	35.274	39.340	34.892
Export						
Türen/Fenster ([Stabu 1995-2000])	21.280	22.340	24.264	21.419	21.114	24.873
PVC in Fenstern (eigene Abschätzung)	15.162	15.917	17.288	15.261	15.044	17.722

Tabelle 20: PVC-Ströme durch den Import und Export von PVC-Fensterprofilen und -Fenstern sowie inländischer Verbleib von PVC durch den inländischen Absatz von in Deutschland produzierten PVC-Fenstern (in t)

	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Import						
PVC in Fenstern	34.193	33.199	37.800	35.274	39.340	34.892
PVC-Fensterprofile	3.904	4.125	5.637	6.500	6.123	5.416
Summe	38.097	37.324	43.437	41.774	45.463	40.309
Export						
PVC in Fenstern	15.162	15.917	17.288	15.261	15.044	17.722
PVC-Fensterprofile	106.073	122.205	155.065	180.000	199.369	223.197
Summe	121.235	138.123	172.353	195.261	214.412	240.919
Verbleib						
PVC-Eintrag durch importierte Fenster	34.193	33.199	37.800	35.274	39.340	34.892
PVC in inländisch hergestellten, nicht exportierten Fenstern	208.742	208.208	208.349	211.239	211.080	207.694
PVC in inländisch verbleibenden Fenstern	242.935	241.407	246.149	246.513	250.420	242.587

Cadmiumfrachten

Die Cadmiumfrachten der in Deutschland und der übrigen EU abgesetzten festen Stabilisatoren, die, wie bereits erwähnt, ausschließlich für die Herstellung von PVC-Profilen für den Baubereich verwendet wurden, sind Tabelle 15 entnommen worden. Alle anderen Basisinformationen, die zur Bestimmung der mit der Herstellung, dem Import und Export von PVC-Fensterprofilen und PVC-Fenstern verbundenen Cadmiumstoffströme notwendig sind, wurden im vorherigen Abschnitt ausführlich beschrieben. Aus allen diesen Angaben werden nun zunächst für Deutschland und die übrige EU die Cadmiumkonzentrationen in den entsprechenden PVC-Produkten errechnet.

Die genaue Vorgehensweise soll exemplarisch für das Jahr 1998 demonstriert werden: Nach Tabelle 15 sind in Deutschland und der übrigen EU in Hart-PVC, das für die Herstellung von Fensterprofilen verwendet wird, 9 t bzw. 33 t Cadmium enthalten. Daraus errechnet sich für in Deutschland hergestellte PVC-Fensterprofile (400.000 t) eine mittlere Cadmiumkonzentration von ca. 23 ppm, für die in der übrigen EU hergestellten Profile sind dies ca.

471 ppm. Mit den 180.000 t exportierten PVC-Fensterprofilen wurden somit auch ca. 4 t Cadmium ausgeführt. Mit den 6.500 t importierten PVC-Fensterprofilen wurden wiederum ca. 3 t Cadmium wieder eingeführt. Für die in Deutschland hergestellten Fenster aus inländisch produzierten sowie importierten PVC-Fensterprofilen errechnet sich eine mittlere Cadmiumkonzentration von etwa 35 ppm. Somit wurden mit den Fenstern ca. 0,5 t Cadmium exportiert, ca. 7 t verblieben in Deutschland. Durch die importierten Fenster gelangten nach den Berechnungen ca. 17 t Cadmium nach Deutschland, von denen etwa die Hälfte aus der EU stammte.

In Tabelle 21 sind zusammenfassend für Deutschland die abgeschätzten Cadmiummengen aufgeführt, die mit der Produktion, dem Import und dem Export von PVC-Fensterprofilen sowie dem Import, dem Export und dem inländischen Verbleib von PVC-Fenstern im Zeitraum 1995 bis 2000 verbunden waren.

Tabelle 21: Abgeschätzte Cadmiumfrachten in produzierten, importierten und exportierten sowie inländisch verbliebenen PVC-Fensterprofilen und -Fenstern im Zeitraum 1995-2000 (in t)

		1995	1996	1997	1998	1999	2000
Profile	inländische Produktion	32	22	18	9	5	5
	Export	10	8	7	4	2	3
	Import	9	6	6	3	2	2
	Verbleib inländisch prod. Profile	22	14	11	5	3	2
Fenster	inländisch produzierte Fenster aus importierten Profilen	9	6	6	3	2	2
	inländisch produzierte Fenster aus deutschen Profilen	22	14	11	5	3	2
	<i>Summe inländisch produzierter Fenster</i>	<i>30</i>	<i>20</i>	<i>17</i>	<i>8</i>	<i>4</i>	<i>4</i>
	Import Fenster	76	50	42	17	12	12
	Export Fenster	2,1	1,4	1,3	0,5	0,3	0,3
	Inländischer Absatz von Fenstern aus deutscher Produktion	28	19	16	7	4	4
	Inländischer Absatz von Fenstern inkl. Importe	105	69	57	24	16	16

Die Modellrechnungen zeigen, dass der mit PVC-Fensterprofilen bzw. PVC-Fenstern verbundene Cadmiumstoffstrom in den Jahren 1995 bis 2000 in großem Maße durch die importierten Fenster bestimmt wurde. Der Export von Fenstern spielte für die Cadmiumflüsse kaum eine Rolle. Interessant ist, dass, obwohl die importierten Fensterprofile nur ca. 4% der exportierten Fensterprofile ausmachten, die beiden damit verbundenen Cadmiumfrachten in der gleichen Größenordnung sind. Dies zeigt sich auch an den errechneten mittleren Cadmiumkonzentrationen der in Deutschland hergestellten Fenster, die ohne die geringe Menge importierter Fensterprofile deutlich niedriger wären.

5.1.4 Entsorgung von PVC-Altfenstern

Kunststofffenster haben im Allgemeinen eine Lebensdauer von mehr als 30 Jahren. Daher dürfte sich der größte Teil der nach 1980 für den Bau von Fenstern hergestellten PVC-Profile noch im Wirtschaftskreislauf befinden. Gleiches gilt auch für andere Bauprofile sowie für Rohre und Platten. Am Ende ihrer Nutzungsphase werden die Kunststofffenster sowie auch andere cadmiumhaltige PVC-Elemente entsorgt. Diese gelangen dabei entweder auf die De-

ponie, sie werden verbrannt, sie können aber auch recycelt oder wieder genutzt werden. Das Verhalten von Cadmium bei der Verbrennung in Müllverbrennungsanlagen (MVA) wird in Abschnitt 6.2.2 näher beschrieben.

Recycling von Fenstern aus PVC

Insbesondere im Hinblick auf die Schonung der Ressourcen erscheint es sinnvoll, das PVC aus Altfenstern zurück zu gewinnen und wieder als Ausgangsmaterial für neue Produkte aus PVC zu verwenden. In der im vorigen Abschnitt schon erwähnten freiwilligen Selbstverpflichtung „Vinyl 2010“ hat sich die europäische PVC-Branche daher auch verpflichtet, bis 2005 50% der erfassbaren, verfügbaren Abfallmenge aus Kunststoff-Altfenstern zu recyceln. Die Quotenvorgabe für 2003 betrug 25%. Allerdings bedeutet das Recyceln von Altfenstern aus PVC, die in aller Regel auch Cadmium enthalten, dass das Cadmium nicht dem Kreislauf entzogen wird, sondern stark verdünnt in neue Produkte aus PVC gelangt.

Mit dem Begriff „verfügbare Menge“ wird berücksichtigt, dass am Ende der Nutzungsdauer der Fenster ein bestimmter Anteil nicht mehr zur Verfügung steht, weil die Fenster beispielsweise nicht demontiert wurden und daher im Baumischabfall verblieben sind; mit dem Begriff „erfassbare Menge“ soll berücksichtigt werden, dass ein Teil der Altfenstermenge aus ökonomischen oder technischen Gründen nicht erfasst werden kann, weil beispielsweise der Transport zur Recyclinganlage aus ökonomischen Gründen (zu große Entfernung) nicht sinnvoll ist oder weil die Fenster wieder verwendet werden.

Zuständig für die Kontrolle, Koordination und Dokumentation der Umsetzung der Freiwilligen Selbstverpflichtung im Bereich der werkstofflichen Verwertung von PVC-Altfenstern ist in Deutschland die Ende Juni 2002 gegründete Rewindo GmbH, die durch ihre Gesellschafter einen Anteil von etwa 80% des deutschen Kunststoff-Fenstermarktes vertritt.

Nach Rewindo¹⁷ betrug im Jahr 2003 das Bruttonutzenpotenzial Altfenster-PVC ca. 18.000 t. Bezogen auf die für 1998 für die Neuproduktion von Fenstern benötigte PVC-Menge von 400.000 t entspricht dies ca. 4,5%. Die erfassbare, verfügbare Menge wurde auf 10.615 t PVC (das sind ca. 59% der Ausgangsmenge) geschätzt. Von den 10.615 t PVC wurden 2003 ca. 35%, das entspricht 3.694 t, wiederverwertet (bezogen auf die Ausgangsmenge von 400.000 t entspricht dies ca. 0,9%). Damit wurde das Ziel von 25% deutlich überschritten. Zusätzlich wurden ca. 1.500 t PVC in Altfenstern einer Zweitnutzung zugeführt. Unter Zweitnutzung ist dabei eine Wiederverwendung von Altfenstern beispielsweise durch den Einbau in Garagen und Anbauten oder durch den Export ins Ausland zu verstehen. Des Weiteren wurden 780 t PVC in Altfenstern einem „sonstigen werkstofflichen Recycling“ zugeführt.

Im „Fortschrittsbericht 2005“¹⁸ wird für 2004 eine Recyclingquote für PVC-Altfenster von 60% angegeben. Die Menge recycelter Altfenster und Rollläden aus PVC betrug danach 5.708 t. Die Zweitnutzung der Altfenster lag bei 2.250 t, das sonstige werkstoffliche Recycling von PVC-Altfenstern stieg auf 900 t.

Die in Deutschland zur Verfügung stehende Recyclingkapazität beträgt ca. 32.000 t PVC. Diese derzeit vorhandene Überkapazität wird im Wesentlichen durch die Aufarbeitung von Profilabschnitten der Fensterbauer aufgefangen. Zusätzlich werden PVC-Altfenster aus anderen Ländern, wie beispielsweise Österreich, recycelt.

¹⁷ <http://www.rewindo.de/mengenstrom.pdf>

¹⁸ http://www.agpu.de/fileadmin/agpu_img/fortschrittsbericht2005.pdf

Allerdings ist das Recycling von Altfenstern aus PVC, die in aller Regel auch Cadmium enthalten, nicht unumstritten, da dadurch das Cadmium nicht dem Kreislauf entzogen wird, sondern, stark verdünnt, wieder in neue Produkte aus PVC gelangt. Die PVC-Industrie vertritt jedoch die Meinung, dass ein Recycling unter dem Gesichtspunkt der Ressourcenschonung notwendig, angebracht und vertretbar sei und beruft sich dabei auf eine Entscheidung der Kommission vom 08. Februar 1999, in der das Recycling von cadmiumhaltigen Kunststoffkästen und -paletten sichergestellt und zugelassen wurde (RL 99/177/EG¹⁹ in Ergänzung der RL 94/62/EG²⁰). Aufgrund der Tatsache, dass das beim Recyclingprozess entstehende PVC-Granulat wieder zur Herstellung von Fenstern aus PVC genutzt wird, sei, so die PVC-Industrie, sichergestellt, dass die Stoffströme cadmiumhaltigen Altmaterials kontrolliert werden können. Spezielle Reglementierungen seien daher nicht erforderlich.

Die mögliche Verteilung des Cadmiums bei der Herstellung von neuen Fensterprofilen aus PVC-Altfenstern soll an folgendem Rechenbeispiel aufgezeigt werden.

Im Jahr 2003 wurden in Deutschland 25.000 t cadmiumfreie PVC-Produktionsabfälle gemeinsam mit ca. 3.700 t PVC aus Altfenstern aufgearbeitet. Unter der Annahme, dass alle Altfenster 1.500 g/t Cadmium enthalten, verteilen sich ca. 5.5 t Cadmium auf 28.700 t PVC. Das ergibt eine mittlere Cadmiumkonzentration von 193 g/t in dem recycelten PVC. Durch die Zugabe von neu hergestelltem PVC lässt sich diese Konzentration weiter verringern.

Auswirkungen der TASI auf das Recycling von PVC-Altfenstern

Unbehandelte Abfälle, das heißt auch Altfenster und -türen, dürfen nach der Technischen Anleitung Siedlungsabfall (TASI)²¹ seit Juni 2005 nicht mehr auf Deponien gelagert werden.

Baustoffe aus PVC fallen wie auch Bauteile aus Holz unter das Deponierverbot. Dies gilt für Fenster- und Türprofile sowie für Rollladenpanzer ebenso wie für viele andere Produkte, wie beispielsweise Dachbahnen, Bodenbeläge oder Rohre aus PVC. Fensterbauer, Montagebetriebe und Abbruchunternehmen, die bisher die ausgebauten Altfenster auf Deponien verbracht haben, müssen sich daher nach Alternativen umsehen. Die Deponiebetreiber werden zwar aller Voraussicht nach auch nach dem 1. Juni 2005 die Abfälle annehmen, aber nicht deponieren, sondern einer Vorbehandlung zuführen.

Aufgrund der TASI ist daher damit zu rechnen, dass der Anteil der Fenster, der einem Recycling zugeführt wird, aber auch der Anteil der Fenster, der in MVAs verbrannt wird, deutlich zunehmen wird.

5.2 Anwendungsbereiche cadmiumhaltiger Pigmente

Farbgebende Substanzen können Farbstoffe, Pigmente und Füllstoffe sein. Farbstoffe sind Farbmittel auf organischer Basis, die im Anwendungsmedium löslich sind. Im Sinne der klassischen Definition (DIN 55944) bezeichnet der Ausdruck „Pigment“ ein im jeweiligen Anwendungsmedium praktisch unlösliches anorganisches (auf der Basis von Cadmiumverbindungen) oder organisches buntes oder unbuntes Farbmittel. Pigmente sind fest in die Stoffmatrix eingebettet.

¹⁹ RL 99/177/EG: http://www.umwelt-online.de/regelwerk/eu/95_99/99_177.htm

²⁰ RL 94/62/EG: http://www.umwelt-online.de/regelwerk/eu/90_94/94_62a.htm

²¹ Technischen Anleitung Siedlungsabfall (TASI): http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/tasi_ges.pdf

Der Einsatz von Pigmenten ist vielfältig: Neben dem Einfärben von Gegenständen verwendet man Pigmente auch für die Herstellung schützender Oberflächen (Korrosionsschutzpigmente), für die Erzielung von unterschiedlichen Glanzeffekten (Glanz, Perlglanz, Metalleffekt), für die Erreichung von Luminiszenz-, Fluoreszenz- oder Phosphoreszenzeffekten sowie für die Herstellung von Aufdampfschichten.

Bei der Kunststoffeinfärbung sowie bei der Herstellung von Farben und Lacken haben Pigmente – insbesondere anorganische Pigmente – mengenmäßig eine weitaus größere Bedeutung als Farbstoffe. Daneben werden sie auch zum Einfärben von Gläsern und in keramischen Glasuren verwendet.

Hauptbestandteil aller Cadmiumpigmente ist Cadmiumsulfid. Oft werden auch Zink (bzw. Quecksilber) und Selenid beigegeben, die Cadmium und Sulfid im Kristallgitter (hexagonales Wurzit-Gitter) substituieren können. Durch Veränderung der Selen- und Zinkanteile im „Cadmiumsulfid“ lässt sich eine breite Palette leuchtender Gelb-, Orange- und Rottöne einstellen, vom grünstichigen Gelb bis zum tiefen Rot. Dabei variieren die Cadmiumgehalte zwischen 59% und 77% [Endriß 1997]. Cadmiumhaltige Pigmente bestechen nicht nur in Bezug auf Brillanz, Deckvermögen und Farbstärke, sondern auch wegen ihrer Verarbeitungseigenschaften wie Dispergierbarkeit, thermischen Stabilität und Resistenz gegen aggressive Medien. Für die Einfärbung langlebiger Güter sind zudem die hohe Lichtechtheit, die gute Witterungs- und Migrationsbeständigkeit sowie die Schutzfunktion für eingefärbte Polyolefine gegen UV-Strahlung von besonderer Bedeutung (Versprödungsschutz). Cadmiumhaltige Pigmente sind chemisch sehr stabil.

Werden cadmiumhaltige Pigmente zur Färbung von Kunststoffen eingesetzt, liegen die Cadmiumgehalte in den Kunststoffen zwischen 0,2% und 1%. Geringere Anteile sind zum Einfärben von Gläsern (Signalgläser) ausreichend. Cadmiumhaltige Farbstoffe enthalten normalerweise bis zu 10% Cadmium.

5.2.1 Herstellung cadmiumhaltiger Pigmente

Cadmiumhaltige Pigmente werden in einem nasschemischen Verfahren hergestellt. Die Herstellung verläuft zweistufig. Zu Beginn des Verfahrens wird Cadmiummetall in reinen Mineralsäuren oder deren Gemischen gelöst. Je nach Verfahren wird aus der entstehenden Cadmiumsalzlösung entweder mit Soda Cadmiumcarbonat oder mit einer Natriumsulfidlösung Cadmiumsulfid (bei zusätzlicher Zugabe von Selen Cadmiumsulfid/-selenid) gefällt. Die Fällungsprodukte werden gewaschen, entwässert und getrocknet.

Die weitere Verarbeitung richtet sich nach der ersten Prozessstufe: Cadmiumcarbonat wird mit Schwefel, Schwefelverbindungen (bzw. Selen) und sonstigen Zuschlagstoffen vermahlen. Im Falle von nass hergestelltem Cadmiumsulfid bzw. Cadmiumsulfid/-selenid wird nur mit Zuschlagsstoffen vermahlen. Anschließend erfolgt eine thermische Behandlung (Glühen) der Mahlprodukte bei 450-600 °C, wobei die Pigmente entstehen. Reaktionsnebenprodukte werden durch Wäsche zunächst mit verdünnter Schwefelsäure, anschließend mit Wasser entfernt. Abschließend erfolgt eine mechanische Entwässerung, Trocknung und Mahlung der Pigmente. Abwasser fällt bei der nassen Abluftreinigung, der Produktwäsche und der Reinigung der Vorprodukte sowie bei der Anlagenreinigung an. Die Herstellung cadmiumhaltiger Pigmente ist durch einen hohen Wasserverbrauch gekennzeichnet. Wasserverbräuche bis 800 m³/t Fertigprodukt sind keine Seltenheit [BMLF 1999]. Zu den Cadmiumfrachten im Abwasser bzw. im zu beseitigenden Produktionsabfall liegen kaum Informationen vor. Aus den Angaben der U.S. Environmental Protection Agency zu dem Abfallaufkommen bei einem amerikanischen Pigmenthersteller lassen sich Cadmiumfrachten im Abfall von 60 kg/t Pigmente erschließen [EPA 2000]. Zu den Cadmiumfrachten in Abwässern werden keine Angaben gemacht.

5.2.2 Markt für cadmiumhaltige Pigmente

Ein Problem für die Aufstellung von Cadmiumbilanzen ist die Tatsache, dass cadmiumhaltige Pigmente gemäß der EG-Richtlinie 67/548/EWG²² zur Einstufung, Verpackung und Kennzeichnung gefährlicher Stoffe keine Gefahrstoffe und deshalb nicht kennzeichnungspflichtig sind. Daher sind Produkte, die cadmiumhaltige Pigmente enthalten, nicht auf einfache Art und Weise von anderen cadmiumfreien Produkten zu unterscheiden.

Aufgrund der Chemikalienverbotsverordnung²³ ist die Verwendung cadmiumhaltiger Pigmente zur Einfärbung bestimmter Kunststoffe verboten. Seit dem 1.1.1996 ist in Deutschland auch die Verwendung dieser Pigmente in Anstrichfarben nicht mehr erlaubt. Nach der Gefahrstoffverordnung²⁴ dürfen Stoffe in Deutschland nicht in Verkehr gebracht werden, wenn deren Cadmiumgehalt 0,01% übersteigt. Lediglich für spezielle Anwendungsbereiche, wie der Militär- und Luftfahrtindustrie, in Sicherheitsbereichen sowie bei Künstlerfarben (Restaurierungen) ist der Einsatz von Stoffen mit höheren Gehaltswerten noch möglich. Für die Färbung von Stoffen bei niedrigen Temperaturen sind zahlreiche Alternativen für cadmiumhaltige Pigmente entwickelt worden.

Dieses Verbot hat dazu geführt, dass der Absatz cadmiumhaltiger Pigmente in Deutschland stark zurückgegangen ist. Während die importierten Mengen in dem betrachteten Zeitraum keinen abnehmenden Trend aufzeigen – sie lagen zwischen 17 t und 40 t –, ging der inländische Absatz cadmiumhaltiger Pigmente von ca. 100 t im Jahr 1995 auf ca. 50 t im Jahr 2001 zurück. Es ist zu berücksichtigen, dass in Deutschland ein wichtiger Hersteller Ende 1998 seine Produktion cadmiumhaltiger Pigmente eingestellt hat. Nicht berücksichtigt in den Angaben zum Import sind die Cadmiummengen, welche mit Produkten eingeführt werden.

Auch die Exporte von cadmiumhaltigen Pigmenten sind deutlich zurückgegangen: Betrag deren Ausfuhr 1995 noch 73 t, so waren es im Jahr 2001 lediglich 32 t (siehe Tab. 22). Bei den inländisch abgesetzten Mengen dürfte ein Teil für die Herstellung von für den Export bestimmten Produkten verwendet worden sein. Der Anteil ist jedoch nicht bekannt. Aus den Statistiken ist diese Information nicht zu entnehmen, da dort cadmiumhaltige Produkte nicht gesondert ausgewiesen sind.

Tabelle 22: Abgeschätzte Cadmiumfrachten in cadmiumhaltigen Pigmenten (in t Cd)

	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Inländische Herstellung von cadmiumhaltigen Pigmenten*	61	60	58	48	56	39
Import cadmiumhaltiger Pigmente (incl. Sulfide)	34	38	20	17	28	21
Export cadmiumhaltiger Pigmente (incl. Sulfide)	73	68	42	39	32	32
Inlandsabsatz cadmiumhaltiger Pigmente (incl. Sulfide)	100	90	80	70	60	50

* errechnete Werte

²² EG-Richtlinie 67/548/EWG: http://www.sidiblume.de/info-rom/europa/1967/67_548f.htm

²³ Chemikalienverbotsverordnung: <http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/chemverbotsv/gesamt.pdf>

²⁴ Gefahrstoffverordnung: http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/gefstoffv_2005/gesamt.pdf

6 Eintrag und Verbleib von Cadmium in Siedlungsabfällen

Siedlungsabfälle sind ein heterogenes Gemisch von Abfällen aus Haushaltungen und anderen Abfällen wie hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, getrennt gesammelte Fraktionen, kompostierbare Abfälle aus der Biotonne, Garten-, Park- und Straßenreinigungsabfälle sowie Markt- abfälle, die aufgrund ihrer Beschaffenheit oder Zusammensetzung den Abfällen aus Haushal- tungen ähnlich sind.

Als repräsentatives Jahr für den Betrachtungszeitraum 1995 bis 2000 wurde in den nach- folgenden Ausführungen das Jahr 2000 gewählt. Alle Betrachtungen, insbesondere zur Depo- nierung von Abfällen, zum Verbleib der Rückstände aus der Verbrennung sowie deren Quali- tätsanforderungen für eine Verwertung beziehen sich auf die rechtlichen Anforderungen, die während des Untersuchungszeitraumes Gültigkeit hatten.

In dem betrachteten Zeitraum wurde in Deutschland etwa die Hälfte der Siedlungsabfälle verwertet, die andere Hälfte musste einer Beseitigung zugeführt werden.

6.1 Eintragsquellen und Mengen

Mit den Siedlungsabfällen werden auch cadmiumhaltige Altprodukte „entsorgt“. Untersu- chungen zu den Eintragspfaden von Cadmium wurden im Rahmen von Sortieranalysen im überwiegenden Maße nur für Hausmüll und Teilfraktionen durchgeführt [BayLfU 2002; Rot- ter 2002; Heilmann 2000; Mast 1996]. In vielen Fällen war ein so genannter „Restabfall“ Ge- genstand der Untersuchung, wobei nicht immer klar ist, ob hier neben Hausmüll auch Sperr- müll und/oder hausmüllähnliche Gewerbeabfälle berücksichtigt wurden.

Im Wesentlichen kann die Cadmiumfracht in diesen Abfällen folgenden Sortierfraktio- nen zugeordnet werden [Rotter 2002]: Elektronikschrott, Batterien, (langlebige) Kunststoffe, Schuhe, Leder und Gummi. Als Orientierungswerte zu den Cadmiumgehalten ausgewählter Abfallfraktionen können die Ergebnisse der Restmüllanalysen von Marb [BayLfU 2002] bzw. die Literaturlauswertungen von Rotter verwendet werden. Danach beträgt der Cadmiumgehalt in Elektronikschrott (inkl. Batterien) ca. 250 mg/kg, in Kunststoffen ca. 75 mg/kg und in Le- der bzw. Gummi weniger als 25 mg/kg. Diese Werte sind z. T. mit Unsicherheiten behaftet. Es ist zu berücksichtigen, dass Elektronikschrott und Batterien im Restabfall nur einen sehr geringen Anteil haben, was eine repräsentative Beprobung erschwert. In der Literatur stehen nur wenige Daten zur Verfügung, und es besteht das Problem, dass die aufgeführten Werte nicht uneingeschränkt miteinander vergleichbar sind, da die Sortierkategorien und Siebschnit- te bei den durchgeführten Untersuchungen z. T. beträchtlich voneinander abweichen können.

Aufgrund der Heterogenität der Abfälle und den damit verbundenen Problemen einer re- präsentativen Beprobung ist es schwierig anzugeben, welche Anteile die einzelnen Eintrags- pfade an der gesamten Cadmiumfracht der Siedlungsabfälle haben. Entsprechende Untersu- chungen wurden im Rahmen der Sortieranalysen z. T. mit durchgeführt [BayLfU 2002; Rotter 2002]. Allerdings ist unsicher, wie aussagekräftig die erzielten Ergebnisse sind. Insbesondere dürfte es sehr schwierig sein, den Beitrag von NiCd-Akkumulatoren repräsentativ zu bestim- men.

In den vergangenen Jahren wurden verschiedene Untersuchungen zu den Schwermetall- gehalten in Hausmüll bzw. Restabfällen durchgeführt [Morf et al. 2004; Marb et al. 2004; Steiger 2003; Rotter 2002; Heilmann 2000; Belevi 1998; Mast 1996]. Es zeigte sich, dass der Cadmiumgehalt im Restabfall zwischen Werten von etwa 1 ppm und 12 ppm schwanken

kann. Der Mittelwert dürfte im Bereich 6 ppm bis 7 ppm liegen. Es gibt Hinweise darauf, dass der Cadmiumgehalt im Restabfall in den letzten 10 Jahren niedriger geworden ist [TRAR 2003; Morf et al. 2004]. Um die Cadmiummenge in den Siedlungsabfällen zur Beseitigung näherungsweise abzuschätzen, wurde ein Wert von 7 ppm Cadmium im Restabfall zugrunde gelegt. Dies ergibt für die im Bezugsjahr 2000 in Deutschland angefallenen Restabfälle (ca. 24,5 Mio. t) rund 170 t Cadmium.

Auf deutlich niedrigere Werte kommt Rotter bei ihren Abschätzungen, die für das System Haushaltsabfälle zur Beseitigung für das Jahr 1999 eine Cadmiumfracht von 51 t modelliert. Dies stellt allerdings einen unteren Wert dar, der nach Aussage der Autorin insbesondere den Beitrag der Batterien nicht berücksichtigt [Rotter 2002].

6.1.1 Batterien

Die Stiftung Gemeinsames Rücknahmesystem Batterien (GRS) bestimmte anhand von Sortierkampagnen den Batterieanteil im Hausmüll auf 0,034%. Des Weiteren schätzt die Stiftung, dass ca. 50% der Altbatterien in den Jahren 2000/2001 mit den Hausmüllabfällen entsorgt wurden [Fricke 2002]. Relativ wenige Informationen liegen über den Anteil der NiCd-Akkumulatoren an den auf diese Weise „entsorgten“ Batterien vor. Nach Wiaux [Wiaux 2004] betrug dieser Anteil bei der GRS-Messkampagne 2001 ca. 6,2%. Danach enthielt der Hausmüll zu 0,0021% NiCd-Akkumulatoren. Dies entspricht ca. 3 g Cadmium pro Tonne (feuchten) Hausmülls. Im Target Risk Assessment Report wird davon ausgegangen, dass dieser Wert eher einen „worste-case“ darstellt [TRAR 2003]. Keine Information liegt darüber vor, ob es sich hierbei um gemessene oder berechnete Werte handelt. Daneben besteht Unsicherheit über den Anteil der Akkumulatoren, die eingebaut in elektrischen oder elektronischen Kleingeräten z. T. mit dem Restabfall „entsorgt“ werden.

Die durch NiCd-Akkumulatoren in die Siedlungsabfälle eingebrachte Cadmiumfracht wurde in den vergangenen Jahren von verschiedenen Einrichtungen auf der Basis von Hausmülluntersuchungen abgeschätzt [Wiaux 2004; Argus 2004]. Wiaux schätzt die im Jahr 2001 durch diese Akkumulatoren in die Siedlungsabfälle zur Beseitigung eingetragene Cadmiumfracht auf rund 80 t. Allerdings wird hierbei davon ausgegangen, dass der Anteil der NiCd-Akkumulatoren im Siedlungsabfall mit dem im Hausmüll identisch ist.

Argus stützt sich bei der Abschätzung des Anteils von NiCd-Akkumulatoren in den festen Siedlungsabfällen auf eine Reihe von Untersuchungen zum Batterieaufkommen im Hausmüll und geht mit 0,007% von einem deutlich höheren Anteil der cadmiumhaltigen Akkus im Hausmüll aus. Des Weiteren wurde berücksichtigt, dass Sperrmüll und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle möglicherweise niedrigere Cadmiumgehalte enthalten. So wird der Anteil der NiCd-Akkumulatoren im Sperrmüll und in hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen auf jeweils 0,004% geschätzt. Aufgrund dieser Berechnungsgrundlagen kann von uns für das Jahr 2001 eine Cadmiumfracht durch NiCd-Akkumulatoren in den Siedlungsabfällen zur Beseitigung von etwa 190 t erschlossen werden.

Die Ausführungen zeigen, dass die Abschätzung des Anteils von NiCd-Akkumulatoren in den festen Siedlungsabfällen mit erheblichen Unsicherheiten verbunden ist und die Angaben für die dadurch verursachte Cadmiumfracht (80-190 t) deutlich schwanken.

Vergleicht man die in den Restabfällen des Bezugsjahres 2000 enthaltenen 170 t Cadmium mit den oben aufgeführten Werten für die Cadmiumfracht durch NiCd-Akkumulatoren, so sind Akkumulatoren mindestens für die Hälfte der Cadmiumfracht in den Siedlungsabfällen verantwortlich.

6.1.2 Fensterprofile

Es liegen keine Angaben darüber vor, wie hoch der Anteil der PVC-Fensterprofile ist, der in Deutschland in die Siedlungsabfälle gelangt. Aus folgenden Angaben einer EU-Studie [EU 1999] wurde der Beitrag der PVC-Fensterprofile an der Cadmiumfracht in deutschen Siedlungsabfällen abgeschätzt: Danach wurden in der EU im Jahr 1998 ca. 100 Mio. t Siedlungsabfälle auf Deponien abgelagert. Größenordnungsmäßig entspricht dies rund 75% der festen Siedlungsabfälle zur Beseitigung. Die restlichen 25% wurden thermisch behandelt. Die deponierten Abfälle enthielten ca. 750 t Cadmium, was einem Cadmiumgehalt von ca. 7,5 ppm entspricht. Dieser Wert weicht nur geringfügig von dem für Deutschland für das Jahr 2000 abgeschätzten Wert von 7 ppm ab. Von diesen 750 t hatten 60-90 t (also etwa 10%) ihren Ursprung in PVC-Altfenstern. Wir gehen in erster Näherung davon aus, dass auch in Deutschland etwa 10% der Cadmiumfracht in den Siedlungsabfällen aus PVC-Altfenstern stammen.

Die Untersuchungen kommen somit zu dem Ergebnis, dass NiCd-Akkumulatoren und PVC-Altfenster größenordnungsmäßig 60% des Cadmumeintrags in Siedlungsabfälle ausmachen. Für die restlichen 40% dürften Abfallfraktionen wie andere cadmiumhaltige Kunststoffe, Elektronikschrott, Lederwaren, etc. verantwortlich sein.

6.2 Beseitigung von cadmiumhaltigen Produkten mit den Siedlungsabfällen

In Deutschland fielen im Betrachtungszeitraum 1995 bis 2000 Siedlungsabfälle zur Beseitigung in der Größenordnung von ca. 24,5 Mio. t jährlich an. Davon wurde etwa die Hälfte deponiert, der Rest einer thermischen Behandlung zugeführt. Diese Verhältnisse haben sich seit Juni 2005 verändert. Seit diesem Zeitpunkt ist in Deutschland eine Deponierung unbehandelter Siedlungsabfälle nach der Abfallablagereverordnung nicht mehr möglich. Der Anteil der Siedlungsabfälle zur Beseitigung, der thermisch behandelt wird, wird sich deutlich erhöhen. Dies wird sich auch auf den weiteren Verbleib der cadmiumhaltigen Bestandteile der Siedlungsabfälle auswirken. In welchem Maße Siedlungsabfälle zur Beseitigung vor einer Behandlung (in Müllverbrennungsanlagen, mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen) einer mechanischen Sortierung unterzogen werden und damit Elektronikschrott, NiCd-Akkumulatoren und cadmiumhaltige Kunststoffe ausgeschleust und anderweitig entsorgt werden, wird wesentlich durch das regionale Entsorgungskonzept bestimmt. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Effektivität der Abtrennung von Batterien vom verwendeten Sortierverfahren abhängt. Nach einer GRS-Studie zu Untersuchungen an MBA-Anlagen können Sortierreste durchaus noch Batterien enthalten, die dann eine Belastung für den Restabfall darstellen können. Dieser Restabfall wird nach Durchlaufen der biologischen Stufe entweder deponiert oder einer MVA zugeführt [Argus 2004].

In anderen Ländern ist die Deponierung unbehandelter Abfälle derzeit z. T. noch gängige Praxis. Allerdings müssen die EU-Mitgliedsländer nach der Richtlinie 1999/31/EG²⁵ über Abfalldeponien stufenweise die zu deponierende Menge biologisch abbaubarer Siedlungsabfälle verringern, und zwar bis spätestens 2016 auf 35 Gewichtsprozent der Gesamtmenge der biologisch abbaubaren Siedlungsabfälle des Jahres 1995 oder des letzten Jahres vor 1995, für das einheitliche Eurostat-Daten vorlagen.

²⁵ EU-Richtlinie 1999/31/EG: http://www.umwelt-online.de/regelwerk/eu/95_99/99_31gs.htm

6.2.1 Verhalten von Siedlungsabfällen auf Deponien

Auf der Basis der dargestellten Abschätzungen wurde in der Vergangenheit jährlich eine Cadmiumfracht, verursacht durch NiCd-Akkumulatoren, in der Größenordnung von 40-95 t mit den Abfällen abgelagert.

Die verschiedenen cadmiumhaltigen Abfallfraktionen dürften sich auf der Deponie langfristig unterschiedlich verhalten. Zum Verhalten von NiCd-Akkumulatoren auf Deponien ist wenig bekannt. Grabungen in Deponien haben jedoch gezeigt, dass Altbatterien im Deponiekörper korrodieren und Schwermetalle freigegeben können [Baumann/Muth 1993]. Für die Dauer der Korrosion auf Deponien kann bei den metallischen Körpern der Batterien von 1 bis 3 Jahren ausgegangen werden [Genest/Reimann 1985]. Bei Kunststoffummantelungen ist der Korrosionsprozess verzögert.

Nach einer Studie von Mersiowsky [Mersiowsky et al. 1999] werden PVC-Polymere auf mit Boden abgedeckten Deponien als stabil angesehen. Daher wird PVC-Produkten im Vergleich zu anderen Schwermetallquellen auf der Deponie keine wesentliche Rolle beigemessen. So wird in einer Studie der EU [EU 1999] darauf hingewiesen, dass die aus PVC freigesetzten Mengen von Cadmium, Blei, Organozinn und Phthalaten von untergeordneter Bedeutung sind, zum einen, weil ihre Menge sehr gering ist, zum anderen, weil sie in die Produkte fest eingebunden sind und deren Abbau auf der Deponie sehr langsam verläuft.

Diese Aussage ist jedoch zu relativieren, betrachtet man die Langzeitperspektive. So wird in der gleichen Studie zu PVC auf Deponien auch angemerkt, dass eine Vielzahl von Substanzen, die als Additive in PVC verwendet werden, unter dem Gesichtspunkt der langfristigen Vorsorge unter Umweltgesichtspunkten durchaus relevant werden können.

Im Folgenden werden die Altlastenprobleme, die durch die Deponierung cadmiumhaltiger Siedlungsabfälle entstehen können, diskutiert.

Niederschläge, die in den Deponiekörper eindringen, können Abfallinhaltsstoffe wie Cadmium lösen und diese in Richtung Deponiebasis transportieren. Bei unzureichenden oder fehlenden Dichtungs- und Drainage-Systemen besteht die Gefahr, dass Cadmium über die Sickerwässer in den Boden und ins Grundwasser gelangt. Kontaminationen von Sicker- und Grundwässern mit Cadmium wurden bei Altdeponien z.T. festgestellt [Eggenberger/Waber 1997].

Die Auswaschung von Abfallinhaltsstoffen in Deponien stellt einen komplexen und stoffspezifischen Prozess dar, der von einer Reihe von Faktoren abhängt. Diese sind seit Jahrzehnten Gegenstand intensiver Forschung. Einen Überblick hierzu gibt [Grischek 2001]. Es geht die lokale Abfallmatrix mit ein, wobei die chemischen (und z.T. auch mineralogischen) Speziationen als auch die physikalischen Eigenschaften (Kornverteilung, Oberflächen-Volumenverhältnis, Dichte, Porosität) von Bedeutung sind. Des Weiteren spielt die Bindungsform der Spezies in der Matrix eine große Rolle. Auch sind die Zusammensetzung und die Menge des mit dem Abfall in Kontakt stehenden wässrigen Mediums (insbesondere sein pH-Wert) sowie die Art des Kontaktes wichtige Einflussgrößen. Für Schwermetalle sind insbesondere der pH-Wert des Milieus, die Anwesenheit spezifischer Stoffe wie z.B. Komplexbildner (Huminstoffe) und Sulfid von Bedeutung [Krümpelbeck 1999]. All diese Einflussgrößen sind zudem zeitlichen Änderungen unterworfen. Alle Ausführungen verdeutlichen, dass Prognosen zum langfristigen Verhalten von Schwermetallen in Deponien und zu den zu erwartenden Emissionen schwierig und mit Unsicherheiten verbunden sind.

Sind biologisch abbaubare Stoffe vorhanden, ist aufgrund der im Deponiekörper ablaufenden biochemischen Prozesse grundsätzlich mit folgendem Verhalten von Schwermetallen zu rechnen: Zu Beginn der Aufschüttung laufen im Innern einer Deponie aerobe Vergärungsprozesse ab. Dabei werden organische Substanzen, hauptsächlich Glukose und Cellulose, un-

ter Sauerstoffbeteiligung vor allem zu Kohlendioxid und Wasser umgesetzt. Der pH-Wert liegt während dieser ersten, relativ kurzen Phase im neutralen Bereich. Ist der verfügbare Sauerstoff verbraucht, beginnt die überwiegend anaerob verlaufende so genannte saure Gärung. Dabei bilden sich vor allem organische Säuren, die ein Absinken des pH-Wertes auf 6,1 bis 5,5 zur Folge haben. Gerade in dieser Phase, die einige Monate bis zu mehreren Jahren dauern kann, werden verstärkt Metalle gelöst und im Sickerwasser angereichert. Die saure Gärung geht in die ebenfalls anaerob verlaufende Methangärung über, der pH-Wert im Deponiekörper steigt wieder auf Werte um 8 und befindet sich somit im annähernd neutralen Bereich. Die Metallbelastung des Sickerwassers nimmt ab. Eine Deponie, die diesen Zustand erreicht hat, wird als „stabil“ bezeichnet. Dieses Auslagverhalten von Schwermetallen wie Cadmium wird durch Überwachungsdaten von Schwermetallkonzentrationen in Sickerwässern von Deponien bestätigt. In Sickerwässern aus Siedlungsabfalldeponien sind Cadmiumkonzentrationen in der Regel zwischen 0,5 bis etwa 10 µg/l feststellbar [Krümpelbeck 1999; Eggenberger/Waber 1997]. Vereinzelt wurden auch Werte von über 1 mg/l Cadmium festgestellt.

Mit fortschreitendem Deponiealter nehmen die Konzentrationen von Schwermetallen im Sickerwasser ab. Auf Grund des vom pH-Wert abhängigen Löslichkeits- und Komplexeungsverhaltens von Schwermetallen mit Huminstoffen befinden sich die Konzentrationen der Schwermetalle im Sickerwasser in der überwiegenden Anzahl der Deponien bereits nach wenigen Betriebsjahren unterhalb der im Anhang 51 der Rahmen-AbwasserVwV²⁶ festgelegten Grenzwerte. Somit ist eine Direkteinleitung der Sickerwässer in Gewässer erlaubt.

Um Sickerwasserfrachten abzuschätzen, wird die jährlich anfallende Sickerwassermenge mit dem Jahresmittel der Sickerwasserkonzentrationen der betreffenden Spezies multipliziert. Beim Cadmium liegen die Werte nach [Krümpelbeck 1999] zwischen $1 \mu\text{g}/(t_{\text{Abfall, TS}} * a)$ und $1 \text{ mg}/(t_{\text{Abfall, TS}} * a)$.

In der wissenschaftlichen Fachwelt wurde das Verhalten von Schwermetallen in Deponien mit Hilfe von Modellrechnungen beschrieben, um Langzeitprognosen durchzuführen (ausgewählte Literatur: [Baccini 1992; Belevi 1989; Calmano 1992; Förstner 1993; Krümpelbeck 1999; Grischek 2001]). Manche Autoren geben für Schwermetalle in Deponien metallspezifische Halbwertszeiten zwischen „mehreren tausend bis hunderttausend Jahren“ an. Wichtige Einflussfaktoren sind die anaeroben Verhältnisse in Deponiekörpern und die geringe Wasserlöslichkeit vieler Schwermetalle [Calmano 1992]. Dies gilt natürlich nur, solange sich das Milieu im Abfallkörper nicht grundlegend verändert. In wie weit aber für lange Zeiträume diese Grundvoraussetzung gilt, ist fraglich. Im Falle geochemischer Veränderungen in Deponien, die ein oxidierendes Milieu oder niedrigere pH-Werte hervorrufen, entsteht durch Cadmium ein beträchtlich höheres Risiko [Eggenberger/Waber 1997].

Welche Auswirkungen von höheren Sickerwasserkonzentrationen auf das Grundwasser in worst-case-Szenarien zu erwarten sind, wurde mit Hilfe von Modellrechnungen abgeschätzt [Baccini 1992]. Im Falle von unzureichenden oder fehlenden Dichtungssystemen der Deponien sind in der Umgebung Konzentrationserhöhungen von Cadmium im Grundwasser anzunehmen.

Bei eventuellen Undichtigkeiten der Deponiebasisabdichtung oder einer unaufbereiteten Ableitung des Sickerwassers ist eine Kontamination des Grund- und Oberflächenwassers möglich. Dies ist nicht nur in Entwicklungsländern zu beobachten. Je ungeordneter und unkontrollierter eine Deponie betrieben wird, desto größer ist das Gefährdungspotential.

²⁶ Rahmen-AbwasserVwV: Bundesgesetzblatt Jahrgang 2001 Teil I Nr. 49, ausgegeben zu Bonn am 28. September 2001 (S. 2440-2503, Anhang 51 S.2503); <http://www.bgblportal.de/BGBL/bgbl1f/b101049f.pdf>

Des Weiteren machen die Ausführungen deutlich, dass Altdeponien, aber auch ein großer Teil der bis dato genutzten Deponien aufgrund ihrer Inhaltsstoffe einen erheblichen Nachsorgeaufwand verursachen können. In Abhängigkeit von den in der Vergangenheit zugrunde gelegten Ablagerungsstandards kann die notwendige Nachsorge oder Sanierung über mehrere Jahrzehnte andauern und mit erheblichen Kosten verbunden sein. Ein zentrales Problem, das bisher noch nicht befriedigend gelöst werden konnte, ist hierbei der zukünftige Umgang mit bereits endverfüllten Siedlungsabfalldeponien. Trotz der Vorgaben durch die TA Siedlungsabfall und umfangreicher Forschungsarbeit ist die optimale Verfahrensweise umstritten [Krümpelbeck 1999].

Trotz des in den letzten 15 Jahren erlangten Fortschritts in der wissenschaftlichen Erkenntnis zu den Reaktionen in Deponiekörpern bestehen große Unsicherheiten in Bezug auf Langzeitprognosen zum Verhalten von Abfällen auf Deponien [Vehlow et al. 2001]. Spezifische Kenntnisse von Schadstoff-Wirkungs-Beziehungen, wie sie bei der Freisetzung von Abfallinhaltsstoffen in die Umwelt relevant werden können, sind zum gegenwärtigen Zeitpunkt nur partiell vorhanden. Wegen synergistischer oder auch antagonistischer Effekte durch die in den Abfällen vorkommenden Substanzen ist es nicht möglich, alle Elemente bzw. Verbindungen hinsichtlich ihres Verhaltens in der Umwelt und daraus resultierende biologische Folgen einzeln zu untersuchen [Brasser et al. 1998].

6.2.2 Verbrennung cadmiumhaltiger Produkte mit den Siedlungsabfällen und ihre Rückstände

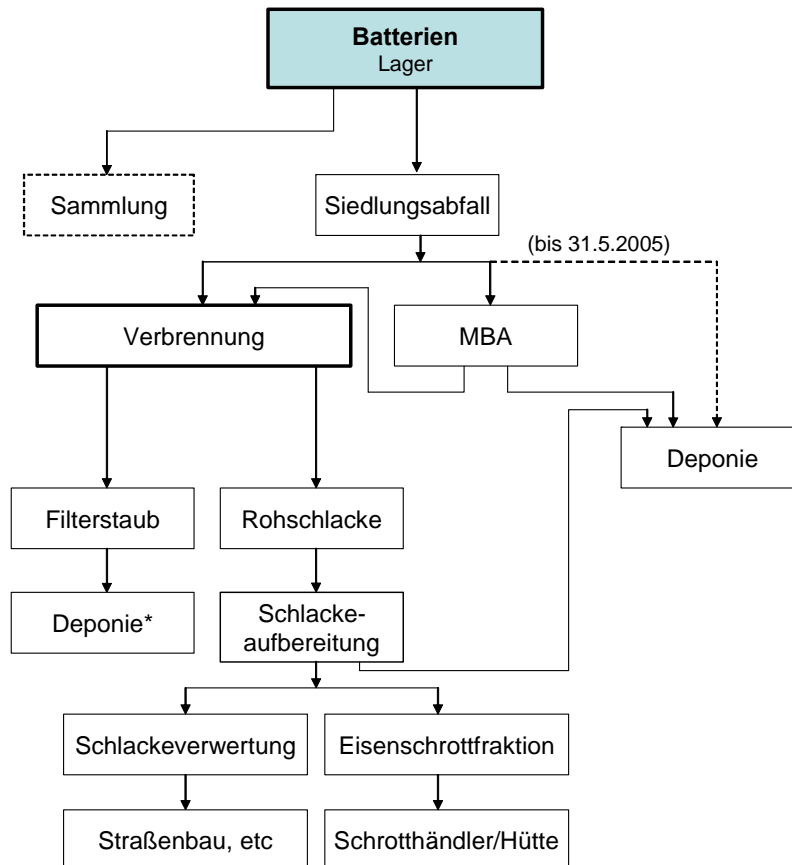
Die Hälfte der Siedlungsabfälle zur Beseitigung, die nicht unmittelbar deponiert wurde, und damit die darin enthaltenen cadmiumhaltigen Fraktionen (ca. 40-95 t Cadmium aus NiCd-Akkumulatoren) wurde bislang thermisch behandelt. In Abbildung 26 ist der Verbleib des in Deutschland mit den Siedlungsabfällen in die Verbrennung eingebrachten Cadmiums schematisch dargestellt. Die Darstellung konzentriert sich auf NiCd-Akkumulatoren, da diese den größten Beitrag zur Cadmiumbelastung der Siedlungsabfälle leisten.

Das in die Müllverbrennungsanlage (MVA) eingebrachte Cadmium wird überwiegend in die Partikelphase des Rohgases transferiert und befindet sich nach der Verbrennung weitgehend (75-90%) in den abgeschiedenen Filterstäuben. Nur ein kleiner Teil (10-25%) gelangt in die Schlacken. Es ist allerdings zu beachten, dass Cadmium, das mit NiCd-Akkumulatoren in die MVA eingebracht wird, teilweise nicht vollständig freigesetzt wird und in den Batteriekörpern verbleiben kann. Es gelangt damit in die Schlackeaufbereitung, um mit der Metallschrottfraction größtenteils an die Metallschrottaufbereiter und Metallhütten weitergereicht zu werden.

Filterstäube

In einer MVA werden pro Tonne verbrannten Siedlungsabfalls 10-20 kg Filterstäube erzeugt. In der Bundesrepublik Deutschland ist somit jährlich mit 100.000-200.000 t Filterstäuben zu rechnen, wovon allerdings ein Teil, abhängig vom eingesetzten Rauchgasreinigungskonzept, vermischt mit anderen Rauchgasreinigungsprodukten anfällt. Die chemische und mineralogische Zusammensetzung der Filterstäube hängt in starkem Maße von der Zusammensetzung des Abfalls und den Verbrennungsbedingungen ab. Im Wesentlichen bestehen sie aus partikulärem Material, latent hydraulischen Glasphasen und wasserlöslichen Salzen. Leicht flüchtige Spurenelemente wie Cadmium, Quecksilber und Thallium sind vorwiegend adsorptiv an Oberflächen und in Salzen gebunden. Bisher existieren nur relativ wenige Informationen darüber, in welcher Form Cadmium chemisch gebunden ist. Anzunehmen ist, dass Cadmium

überwiegend in Form von Halogeniden vorliegt. Die Cadmiumkonzentrationen in den Filterstäuben können abhängig vom eingesetzten Abfall erheblich schwanken. In der Literatur wird ein Konzentrationsbereich von 60-1.000 ppm angegeben [Köster 2002]. Das Bayerische Staatsministerium verweist auf typische Werte von 298-715 ppm [Bayrisches Staatsministerium 2002].



Quelle: ITAS

*: Deponie für besonders überwachungsbedürftige Abfälle

Abbildung 26: Verbleib des in den Siedlungsabfällen zur Beseitigung enthaltenen Cadmiums in Deutschland

Schlacken

Bei der Verbrennung von einer Tonne Siedlungsabfall entstehen am Verbrennungsrost ca. 300 kg Rückstände (Rostabwurf, Rostdurchfall), die als Hausmüllverbrennungs(HMV)-Rohschlacken bezeichnet werden. In Deutschland fielen im Jahr 2002 ca. 3,14 Mio. t Rohschlacken an [Zwahr 2005a]. Die Heterogenität des Siedlungsabfalls schlägt sich trotz der Durchmischung im Müllbunker und auf dem Verbrennungsrost in einer räumlichen und zeitlichen Inhomogenität der Zusammensetzung der HMV-Schlacke nieder. Bei der Schlacke handelt es sich um ein Gemenge aus gesinterten und teilweise geschmolzenen mineralischen Verbrennungsprodukten, Metallen, anderen mineralischen Bestandteilen wie Glas- und Keramikscherven sowie unverbrannten Resten. Den mengenmäßig größten Anteil haben hierbei die mineralischen Verbrennungsprodukte. Diese Hochtemperaturfestphasen sind unter natürlichen Umweltbedingungen metastabil. Sie bestehen hauptsächlich aus Silikaten, Oxiden und Carbonaten. Nebenprodukte sind amorphe Glasphasen, verschiedene Eisenminerale und Feldspäte [Pfrang-Stotz/Reichelt 1999].

Schwermetalle kommen in Schlacken als Metalle, Legierungen oder in Glasphasen, Oxiden (Spinelle) und Silikaten (Pyroxene, Melilithe) vor. Es handelt sich dabei überwiegend um schwerflüchtige Schwermetalle (Kupfer, Chrom, Blei), die in den Verbrennungsprozess eingebracht wurden. Typischerweise sind viele dieser Schwermetalle in den Schlacken im Vergleich zur Lithosphäre bzw. zu Böden deutlich angereichert. Flüchtigere Schwermetalle wie Cadmium werden zwar nur in geringem Maße in die Schlacken überführt, es treten jedoch Gehaltswerte auf, die in vielen Fällen die Cadmiumgehalte von Stoffen geogenen Ursprungs (0,2 ppm) übersteigen. Für die Cadmiumgehalte in Schlacken werden in älteren Quellen 0,1-79 ppm angegeben [Faulstich 1996], Angaben in neueren Quellen liegen im Bereich von 0,2-22 ppm [Marb et al. 2002].

6.2.3 Verbleib und Verwertungsmöglichkeiten der Rückstände

Filterstäube

MVA-Filterstäube sind aufgrund ihrer Zusammensetzung und ihren Eigenschaften als „besonders überwachungsbedürftige Abfälle“ eingestuft. Sofern sie nicht in irgendeiner Form verwertet werden können, müssen Filterstäube auf Sonderabfalldeponien (Deponieklasse IV) abgelagert werden. Die Verfüllung ehemaliger Bergbaustollen mit diesen Stäuben (Ersatzbaustoff) ist anerkannt. Der Einsatz als Bergversatzmaterial ist eine nach dem Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (§ 4 Abs. 3) zugelassene Form der Verwertung von Abfällen, unter der Voraussetzung, dass es sich hierbei um bauphysikalisch geeignete Abfälle (vor allem im Hinblick auf Druckfestigkeit) handelt, die nachweislich zu bergbau- oder sicherheitstechnischen Zwecken eingesetzt werden. Da es sich um Bergwerke handelt, richtet sich die Anlagengenehmigung nach dem Bergrecht (Betriebsplan nach §§ 51, 52 BBergG)²⁷. Der vollständige Einschluss dieser Rückstände aus Rauchgasreinigungsanlagen im Salzgestein von Bergwerken wird als sicherer angesehen als eine obertägige Verwertung [Ökoinstitut 2004]. Weiter können Filterstäube als Zuschlag für Baustoffe verwendet werden, die im Bergbau zur Auskleidung und Stützung der Stollen eingesetzt werden.

Am 30. Oktober 2002 ist die Versatzverordnung²⁸ in Kraft getreten. Cadmiumhaltige Abfälle wie Filterstäube können danach nur noch in trockene Salzgesteinsformationen eingebracht werden, die über einen Langzeitsicherheitsnachweis verfügen. Damit werden für sie die gleichen Anforderungen gestellt wie für die Beseitigung von Abfällen in Untertagedeponien. In anderen Standorten, wie Kohle- und Erzbergwerken, dürfen wegen der geringeren ökologischen Standortqualität keine schadstoffreichen Abfälle mehr versetzt werden.

Es existiert eine Reihe von thermischen, nasschemischen oder mikrobiologischen Behandlungsverfahren für Filterstäube, die eine Immobilisierung oder Abtrennung der Schwermetalle bewirken sollen. Diese sind in der Regel mit einem hohen ökonomischen Aufwand verbunden und haben zumindest in Europa bisher keine Bedeutung. Einen Überblick über diese Verfahren geben Hallgren und Strömberg [Hallgren/Strömberg 2004].

²⁷ Betriebsplanpflicht nach §§ 51, 52 BBergG: <http://norm.bverwg.de/jur.php?bbergg,51>

²⁸ Versatzverordnung (VersatzV): <http://www.bmu.de/abfallwirtschaft/doc/6686.php>; <http://bundesrecht.juris.de/bundesrecht/versatzv/gesamt.pdf>

HMV-Schlacke

Die im Abschnitt 6.2.2 aufgeführten Eigenschaften der Rohschlacke verdeutlichen, dass Schlacken nicht uneingeschränkt einer Verwertung zugeführt werden können. In Deutschland werden grundsätzliche Anforderungen an die Verwertung von HMV-Schlacken derzeit noch von der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) vorgegeben (LAGA-Merkblätter M19 bzw. M20) und durch Erlasse in den einzelnen Bundesländern rechtskräftig. In einigen Bundesländern wurden darüber hinaus auch spezifische Regelwerke erlassen.

In den LAGA-Merkblättern sind einige grundsätzliche Anforderungen an die Eigenschaften und an die Verwertung von HMV-Schlacken wiedergegeben. Danach sind die Rohschlacken vor einer Verwertung aufzubereiten und drei Monate abzulagern. Eine Grundvoraussetzung für eine mögliche Verwertung ist eine gute Schlackequalität, die in der MVA durch eine möglichst gleichmäßige Abfallzusammensetzung (gute Durchmischung im Müllbunker) und einen guten Ausbrand der Schlacke erreicht werden kann. Da die heiße Rohschlacke zunächst in einem Nassentschlacker abgekühlt und gewaschen wird, muss die Rohschlacke entwässert werden (zwei bis vier Wochen). Die eigentliche Aufbereitung umfasst in der Regel eine mechanische Separierung sperriger Teile, eine elektromechanische Abtrennung der Fe-Schrottfraktion, eine Wirbelstrommagnetabscheidung der NE-Metalle sowie eine Fraktionierung der Fein-/Leichtfraktion. Die Rohschlacke wird durch Klassieren in bestimmte Korngrößenfraktionen getrennt. Gängige Korngrößenfraktionen sind Feinfraktion (< 8 mm) und Grobfraktion (8-32 mm). In erster Näherung beträgt das Verhältnis Grobfraktion zu Feinfraktion etwa 60:40 [Fremgen/Meinken 2004a]. Die Feinfraktion weist in der Regel höhere Schwermetallgehalte auf, dies gilt auch für Cadmium [Marb et al. 2002]. Marb gibt beispielsweise für den mittleren Cadmiumgehalt der Feinfraktion (0-6 mm) von Schlacke einer MVA 6,9 mg/kg an, für die Grobfraktion (6-40 mm) 1,5 mg/kg an. Auch Elutionstests an Rohschlacken zeigen, dass die Eluate der Feinfraktion höher mit Cadmium belastet sind als die der Grobfraktion. In manchen Fällen liegen die Messwerte im Bereich des Zuordnungswertes für die Einbauklasse 2 (Z2-Wert) [Marb et al. 2002]. Eine Verwertung der Feinfraktion wird allgemein als problematischer angesehen als die der Grobfraktion [Riedel 2004].

Während der Lagerung (Alterung) der Rohschlacke von mindestens 3 Monaten verändert sich die Phasenzusammensetzung ihrer mineralogischen Bestandteile. Im Wesentlichen handelt es sich bei den Alterungsprozessen um Carbonatisierungs- und Sulfatreaktionen. Durch die Umsetzung von CaO und Ca(OH)₂ (Portlandit) mit Kohlendioxid aus der Luft zu CaCO₃ (Calcit) kommt es zu pH-Wert-Absenkungen in der Schlacke. Die Freisetzung von Schwermetallen wird dadurch vermindert. Dies zeigen auch Vergleiche von Elutionstests mit Rohschlacken und gealterter Schlacke. Sind die Carbonatisierungs- und Sulfatreaktionen abgeschlossen, kann von einer reaktionsträgen Schlacke mit ausreichender Raumbeständigkeit ausgegangen werden.

Als Anhaltswert für die Beurteilung der Qualität von HMV-Schlacken, welche Grundvoraussetzung für eine Verwertung bei Baumaßnahmen ist, wird von der LAGA für Cadmium 20 mg/kg entschrottete Rohschlacke angegeben [LAGA 1994]. Die Schwermetalluntersuchungen erfolgen mittels Königswasseraufschluss nach DIN 38 414 Teil 7 (DEV S7).

Als entscheidende Größe für eine umweltgerechte Verwertbarkeit von HMV-Schlacken wird letztlich nicht der Absolutgehalt eines Inhaltsstoffes, sondern dessen Auslaugbarkeit oder Elution angesehen. Es sind zahlreiche Testverfahren entwickelt worden, die einen differenzierten Einblick in das kurz-, mittel- und langfristige Elutionsverhalten einer Spezies unter Versuchsbedingungen geben. Es lassen sich Extraktionstests zur Bestimmung von Gleichgewichtszuständen und dynamische Tests zur Beschreibung des zeitlichen Ablaufs der Elution unterscheiden.

In der Regel zeichnen sich alle Elutionstests durch lange Versuchszeiten aus. Zu beachten ist, dass sie meist unter Laborbedingungen durchgeführt werden. Dadurch lassen sich reale Verwertungs- und Ablagerungsszenarien nicht zuverlässig voraussagen. Fundamentale chemische, geochemisch-mineralogische, (öko-)toxikologische Kenntnisse sowie ortsspezifische Gegebenheiten müssen bei umfassenderen Untersuchungen modellhaft mit herangezogen werden. Solche komplexen Untersuchungen sind für die Bearbeitung wissenschaftlicher Fragestellungen angemessen, für genehmigungsrelevante Entscheidungen sind sie jedoch zu aufwändig. Gefordert wurde ein möglichst einfacher Indikatortest, der anzeigt, ob die aktuelle Probe innerhalb der Streubreite des für den Anwenderfall entsprechend charakterisierten „typischen“ Systems ist. Solche Indikatortests sind die gesetzlich vorgeschriebenen standardisierten Elutionstests. Die Elution von HMV-Schlacken wurde in der Vergangenheit in Deutschland nach dem DEV S4-Verfahren (DIN 38 414 Teil 4) bestimmt, bei dem eine bestimmte Menge des zu prüfenden Feststoffs 24 Stunden lang bei schwacher Bewegung ausgelaut wird. Danach erfolgte eine Filtration und Analyse. Die gesetzlichen Tests schrieben keinen pH-Wert des Eluats vor. Dieser beeinflusst jedoch das Auslaugungsverhalten. Im Einklang mit den pH-abhängigen Stabilitätsbereichen vieler schwermetallhaltiger Mineralphasen wie Anglesit (PbSO_4), Otavit (CdCO_3) oder Zinksilikat (ZnSiO_3) ist bei pH-Werten < 8 mit einer deutlich zunehmenden Eluierbarkeit zu rechnen [Marb et al. 2002].

In Abhängigkeit von den festgestellten Schadstoffgehalten wird die zu verwertende HMV-Schlacke Einbauklassen zugeordnet. Für aufbereitete HMV-Schlacke kommt gegenwärtig lediglich die Einbauklasse 2 in Frage. Für Cadmium gilt hierbei ein Zuordnungswert von $5 \mu\text{g/l}$ im Eluat für HMV-Schlacken. Die in der Literatur angegebenen Werte für die Cadmiumkonzentrationen im Eluat weisen große Bandbreiten auf [Kempf/Demmich 1999; Pfrang-Stotz/Reichelt 1999; Zwahr 2005a; Fremgen/Meinken 2004b]. Es werden Werte von $0,1\text{-}50 \mu\text{g/l}$ angegeben. Auswertungen von Zwahr deuten darauf hin, dass der Zuordnungswert von Cadmium in manchen Fällen nur schwer eingehalten werden kann [Zwahr 2005b]. Daraus kann geschlossen werden, dass Cadmium zu den Elementen zählt, bei denen eine Konzentrationsverringering in den Schlacken besonders wünschenswert ist.

Die Ergebnisse der DEV S4-Elutionstests erlauben zwar eine konservative Abschätzung der mittelfristigen Schadstofffrachten aus Schlacken, eine verlässliche Einschätzung der maximal möglichen Sickerwasserkonzentrationen ist jedoch nicht möglich.

Derzeit werden die spezifischen Verfahren der EU-Staaten durch einen europaweit einheitlichen normierten Elutionstest, den vierteiligen EN 12457 zur „Charakterisierung von Abfällen – Auslaugung; Übereinstimmungsuntersuchung für die Auslaugung von körnigen Abfällen und Schlämmen“, ersetzt. Von dieser im wesentlich auf der DIN 38414-4 basierenden Euronorm wurde der 4. Teil, das „Einstufige Schüttelverfahren mit einem Flüssigkeits-/Feststoffverhältnis von 10 l/kg für Materialien mit einer Korngröße unter 10 mm (ohne oder mit Korngrößenreduzierung)“, als DIN EN 12457-4 in die Vorschriften der AbfAbIV²⁹ übernommen. Vermutlich wird dieser neue Eluattest auch in einer neuen Verwertungsverordnung für MV-Schlacken Anwendung finden.

Wann Verunreinigungen von Grundwasser durch eine Altlast (aufgrund einer Abfallverwertung) vorliegen, wird durch das Bodenschutzgesetz und die Bodenschutzverordnung definiert. Um eine Verunreinigung handelt es sich, wenn Prüfwerte am Ort der Beurteilung für den Pfad 'Boden / Grundwasser' überschritten werden. Zur Beurteilung der wasserwirtschaftlichen Verträglichkeit bzw. der Unschädlichkeit einer Abfallverwertung und eines Produkt-

²⁹ Abfallablagerungsverordnung (AbfAbIV):
<http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/abfablv/gesamt.pdf>

einsatzes gibt es eine Vorsorgestrategie, nämlich die „Grundsätze des Grundwasserschutzes bei Abfallverwertung und Produkteinsatz“³⁰ (GAP-Konzept) der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). Das GAP-Konzept stellt eine Weiterentwicklung der Regelungen der Bundesbodenschutzverordnung³¹ (BBodSchV) zur Gefahrenbeurteilung vorhandener Bodenveränderungen hinsichtlich des Stoffeintrags in das Grundwasser dar. Die Grundsätze gelten im Wesentlichen für mineralische Abfälle aus industriellen Prozessen (Schlacken, Aschen) und aus der Bautätigkeit. Das GAP-Konzept kann sowohl auf die Verwertung als auch auf die Beseitigung von mineralischen Abfällen übertragen werden [Bertram 2003]. Die so genannten Geringfügigkeitsschwellenwerte kennzeichnen für jeden einzelnen Schadstoff die Konzentrationen, bei deren Überschreitung eine Verunreinigung beginnt. Das Bodenschutzrecht definiert als Ort der Beurteilung den Übergang des Sickerwassers in das Grundwasser, an dem die Prüfwerte für den Pfad Boden – Grundwasser anzuwenden sind. Diese Prüfwerte wurden von der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) mit den Geringfügigkeitsschwellenwerten gleichgesetzt. Für Cadmium beträgt der Wert 0,5 µg/l. Bei der Überarbeitung der LAGA Mitteilung 20³² (Endfassung 6.11.2003) wurde das GAP-Konzept berücksichtigt. Dabei wurden u.a. die Zuordnungswerte für die Schadstoffkonzentrationen im Eluat für den Einbau von Abfällen mit definierten technischen Sicherungsmaßnahmen im Hinblick auf die Quantifizierung der Effektivität der technischen Sicherungssysteme als Aufschlag auf die Eluatkonzentrationen überprüft [Bertram 2003].

Ferner sei darauf hingewiesen, dass trotz aller Fortschritte in den letzten 10-15 Jahren in der wissenschaftlichen Erkenntnis zum Elutionsverhalten von Schwermetallen viele Fragestellungen noch nicht befriedigend beantwortet sind. Das Langzeitverhalten (mehrere hundert Jahre) von Schlacken auf einer Deponie ist, wie im Abschnitt 6.2.2 schon allgemein für Abfälle erläutert, nicht hinreichend voraussagbar. Dies gilt auch für die Langzeitstabilität der silikatischen Matrix der Rückstände. Auch bei den Wirkungen von Eluaten auf Böden sind Defizite im Wissen auszumachen [Köster 2002]. Dies betrifft insbesondere den Abtransport und den Verbleib der eluierbaren Spezies.

Es stellt sich die Frage, ob auf der Basis der existierenden Grenz- bzw. Schwellenwerte eine Bewertung der Abfallverwertung und -ablagerung in Bezug auf langfristige potenzielle Umweltgefährdungen möglich ist. Die Grenz- bzw. Schwellenwerte weisen zum einen eine sehr große Streubreite auf, gelten nur für ausgewählte Umweltkompartimente und erlauben zum anderen lediglich eine Einzelstoff- (Einzelelement-) Beurteilung, die bei der komplexen Matrix Abfall zu falschen Rückschlüssen führen kann [Brasser et al. 1998]. Außerdem basieren sie i. d. R. auf genormten Standard-Testverfahren, welche die tatsächlichen Deponie- bzw. Umweltbedingungen oftmals nur sehr eingeschränkt widerspiegeln.

Die gegenwärtig geltende LAGA-M20, Stand 1997, ist mittlerweile veraltet. Die Einführung neuer Gesetze und Verordnungen im Abfall- und Bodenschutzrecht (KrW-/AbfG³³, BBodSchG³⁴, BBodSchV³⁵), die Konkretisierung der Anforderungen des Grundwasserschutzes durch die 2002 veröffentlichten „Grundsätze des vorsorgenden Grundwasserschutzes bei

³⁰ GAP-Konzept: <http://www.lawa.de/pub/kostenlos/gw/GAP-Papier06-02NEU.pdf>

³¹ Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV):
<http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/bbodschr/gesamt.pdf>

³² LAGA Mitteilung 20: <http://www.laga-online.de/mitteilungen/docs/AllgTeil%20Endfassung%20031106.pdf>

³³ Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG):
http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/krw-_abfg/gesamt.pdf

³⁴ Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG): <http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/bbodschr/gesamt.pdf>

³⁵ Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV):
<http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/bbodschr/gesamt.pdf>

Abfallverwertung und Produkteinsatz“ (GAP-Papier) durch die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) und neue wissenschaftliche Erkenntnisse zur Schadstoffverteilung und zum Umgang mit mineralischen Abfällen führen zur Notwendigkeit, die LAGA-M20 an diese neuen Erkenntnisse anzupassen. Eine Bundesverwertungsverordnung, die u.a. diesen Erkenntnissen Rechnung trägt, wird zurzeit vorbereitet.

Verwertungsmöglichkeiten

HMV-Schlacken, die die Z2-Zuordnungswerte einhalten, dürfen gemäß LAGA Mitteilung 20 eingeschränkt mit definierten technischen Sicherungsmaßnahmen in der freien Landschaft verbaut werden: im Straßen- und Wegebau, bei der Anlage von befestigten Industrie- und Gewerbegebieten sowie von sonstigen Verkehrsflächen als Tragschicht unter wasserundurchlässiger Deckschicht (Beton, Asphalt, Pflaster) und gebundene Tragschicht unter wenig durchlässiger Deckschicht (Pflaster, Platten). Von den 2,9 Mio. t aufbereiteter HMV-Schlacken wurden 2002 ca. 70% baustofflich verwertet. Der Rest wurde anderweitig entsorgt (Versatz, Deponie). Die Anteile der einzelnen Einsatzgebiete für das Jahr 1999 sind in Tabelle 23 aufgeführt.

Tabelle 23: Verwertungsanteile von HMV-Schlacken in Deutschland 1999

	Verwertungsanteile [%]
Lärmschutzwall	1,7
Unter-/Dammbau	12,7
Hydr. geb. Tragschicht	11,2
Frostschutzschicht	15,1
Schottertragschicht	9,6
Ungebundene Verkehrsflächen	2,0
Bodenverbesserer	5,2
Sonstige	12,8
Verfüllmaterial im Hochbau	30,5

Quelle: [Krass et al. 1999]

Das wichtigste Verwertungsgebiet stellt nach wie vor der Straßenbau dar, hier insbesondere mit einem Gesamtanteil von ca. 36% die Tragschichten, (hydraulisch gebundene Tragschicht, Frostschutzschicht und Schottertragschicht). Seit 1995 galten für eine solche Verwertung die Anforderungen nach den „Technischen Lieferbedingungen für Hausmüllverbrennungssache im Straßenbau – TL HMVA-StB 95“, diese sind nunmehr in „Technische Lieferbedingungen für Mineralstoffe im Straßenbau TL Min-StB 2000“ eingebunden.

Eine dominierende Position nahm 1999 mit über 30% die „Verfüllung im Hochbau“ ein. Gegenüber einem Anteil von nur ca. 17% im Jahr 1997 ist dies eine bemerkenswerte Veränderung [Mesters 2004]. Die Schlacken werden in diesem Fall im Wesentlichen zur Verfüllung von Hohlräumen unter Betonplatten oder von sonstigen Bauräumen eingesetzt. Ein eigenständiges Regelwerk für den Einsatz als Verfüllmaterial existiert nicht.

Bei der Verwertung von HMV-Schlacken existiert ein deutliches Nord-Süd Gefälle: In Nordrhein-Westfalen, Hamburg und benachbarten Bundesländern werden trotz der großen anfallenden Mengen nahezu alle Schlacken obertägig verwertet. Zum einen ist dies mit dem knappen Deponieraum in diesen Bundesländern begründet, zum anderen mit dem Fehlen geeigneter natürlicher grober Sand/Kiesfraktionen, die in erster Linie für den Straßenbau benötigt werden. In Bayern werden Schlacken nur in geringen Mengen über Tage verwertet und dies meist nur im Deponiebau. Im überwiegenden Maße werden sie zur Verwertung nach Nordrhein-Westfalen transportiert oder gehen in andere Bundesländer, um dort als Versatz unter Tage verwertet zu werden.

7 Cadmiumbilanzen für den Zeitraum 1995 bis 2000

In den vorhergehenden Kapiteln sind verschiedene für Deutschland relevante cadmiumhaltige primäre und sekundäre Rohstoffe sowie Produkte, die aus industriell gewonnenem Cadmiummetall produziert werden, im Einzelnen dargestellt worden. Um ein diese Rohstoffe und Produkte berücksichtigendes Bild der Deutschland betreffenden cadmiumhaltigen Flüsse zu erhalten, werden im folgenden Bilanzen zu Import und Export sowie zu den innerhalb der Systemgrenze Deutschland ablaufenden Stoffströmen erstellt. In den Bilanzen werden Zinkerze und -konzentrate, Cadmiummetall sowie cadmiumhaltige Güter wie Cadmiumoxid, NiCd-Akkumulatoren, Pigmente und PVC-Fensterprofile (Stabilisatoren) berücksichtigt.

7.1 Datenlage

Für die Erstellung dieser Stoffstrombilanzen müssen folgende Informationen vorliegen:

- Angaben zu den Konzentrationen von Cadmium in den eingangs genannten Rohstoffen und Produkten,
- Angaben zu den Mengen der Rohstoffe und Produkte, die in den einzelnen Jahren importiert, exportiert, produziert oder inländisch abgesetzt worden sind.

Grundlage für die Erstellung der Bilanzen waren Recherchen im Internet und in der Literatur. Insbesondere zum ersten Punkt wurden zusätzlich Befragungen bei Mitarbeitern der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) und dem Landesgewerbeamt (LGA) in Nürnberg durchgeführt. Vor allem die Kontakte zum LGA waren sehr hilfreich, da dort seit den 1980er Jahren bis ins Jahr 1994 Bilanzen von Cadmium, Quecksilber und Blei für Deutschland aufgestellt wurden [Balzer/Rauhut 1991; Balzer 1996]. Davon ausgehend wurden die Arbeiten für die Jahre 1995 bis 2000 fortgesetzt.

Grundlage für die Arbeiten zum zweiten Punkt waren Daten des Statistischen Bundesamtes, insbesondere die in der Fachserie 7, Reihe 2 (Außenhandel nach Waren und Ländern – Spezialhandel) [Stabu 1995-2000] enthaltenen Import-Export Statistiken. Da hinsichtlich der Produktion und dem Inlandsabsatz cadmiumhaltiger Produkte keine Statistiken vorliegen, wurden Befragungen bei der Zink- und Bleiindustrie sowie bei Herstellern von NiCd-Akkumulatoren, Pigmenten und PVC-Fensterprofilen durchgeführt.

Die in den Statistiken und Jahrbüchern aufgeführten Informationen eignen sich im Allgemeinen nicht, um Bilanzen für Schwermetallströme zu erstellen. In den Außenhandelsstatistiken werden cadmiumhaltige Produkte mit Ausnahme von NiCd-Akkumulatoren nicht separat ausgewiesen, daher können die importierten bzw. exportierten Mengen nur abgeschätzt werden. Dabei macht der Abgleich mit den Ergebnissen von Industriebefragungen häufig Schwierigkeiten.

Die Produktionsstatistiken enthalten ebenfalls keine Angaben zu Cadmiummetall und -oxid, NiCd-Akkus oder zu cadmiumhaltigen Stabilisatoren und Pigmenten. Andere Produkte (insbesondere importierte Kunststoffprodukte wie Spielzeug, Haushaltswaren oder Baumaterialien, elektronische Geräte wie Gleichrichter, Funksprechanlagen, Fernsehempfänger, Bildschirme, Videokameras oder Solarzellen) enthalten Cadmium vermutlich nur in sehr geringen Mengen. Aufgrund dieser niedrigen meist nicht abschätzbaren Cadmiumkonzentrationen werden diese Produkte in den folgenden Bilanzen nicht berücksichtigt. Der daraus resultierende Fehler dürfte vernachlässigbar sein.

Auch die Einsatzmengen insbesondere von cadmiumhaltigen Pigmenten und Cadmiumlegierungen für militärische Zwecke oder die Luftfahrt konnten weder erhoben noch abgeschätzt werden.

Neben den eben genannten Problemen bei der Datenerhebung waren im Betrachtungszeitraum, wie bereits an verschiedenen Stellen erwähnt, nicht für jedes Jahr und zu allen Rohstoffen und Produkten Mengenangaben zu Import, Export und Inlandsabsatz verfügbar. Daher mussten Plausibilitätsannahmen getroffen werden, um diese Datenlücken zu schließen. Nachfolgend wird beschrieben, auf welchen Informationen bzw. Annahmen die in den Bilanzen enthaltenen Daten für die Stoffflüsse der verschiedenen Rohstoffe und Produkte beruhen.

Cadmiummetall und -legierungen

Wie bereits in Kapitel 3 näher ausgeführt, fällt Cadmium als Beiprodukt bei der Zink- und Bleigewinnung an. Als wichtigster inländischer Prozess ist zunächst die Erzeugung von Cadmiummetall als Beiprodukt der Zinkherstellung unter Einbeziehung sekundärer Rohstoffe zu nennen. Auch der Anteil cadmiumhaltiger Stoffströme der Zink- und Bleiindustrie, der nicht zur Cadmiumproduktion verwendet, sondern deponiert wird, sowie die Flüsse, die mit den Hauptprodukten (Zink, Blei) und den Nebenprodukten (Kupfer-, Blei- und Silberkonzentrate) der Zinkherstellung verbunden sind, werden berücksichtigt.

Die Mengen des in der inländischen Zinkindustrie anfallenden Cadmiums beruhen im Wesentlichen auf dem Import zink- und bleihaltiger Erze und Konzentrate. Der Verbleib (inländischer Absatz) und Export von so gewonnenem *Cadmiummetall* sowie von *Cadmiumlegierungen* musste mit Hilfe von Plausibilitätsannahmen auf der Basis von Informationen der Zink- und Bleiindustrie abgeschätzt werden (siehe Kapitel 3, Tabelle 3, Seite 17). Dies gilt auch für die von den Zinkhütten deponierte Cadmiummenge. Angaben zu den importierten Mengen von Cadmiummetall und -legierungen konnten wiederum den Außenhandelsstatistiken des Statistischen Bundesamtes [Stabu 1995-2000] entnommen werden.

Cadmiumoxid

Cadmiumoxid wird für die Produktion von Stabilisatoren und Batterien verwendet. Auch die Import- und Exportmengen von Cadmiumoxid wurden den Außenhandelsstatistiken des Statistischen Bundesamtes Fachserie 7, 2 entnommen [Stabu 1995-2000]. Da sowohl über dessen inländische Herstellung sowie seinen Inlandsabsatz keine Angaben verfügbar waren, wurde angenommen, dass ausschließlich die Differenz aus Import- und Exportmenge in die oben genannten Industriezweige geflossen ist.

Ni-Cd Akkumulatoren

Auch die Import- und Exportmengen von Ni-Cd Akkus sind der Fachserie 7, 2 entnommen worden [Stabu 1995-2000]. Unterschieden wird dort zwischen „Ni-Cd-Akkus für zivile Fahrzeuge“; „Ni-Cd-Akkus gasdicht“; „NiCd-Akkus Antriebsakkumulatoren“; „Ni-Cd-Akkus andere“. Wie bereits in Kapitel 4 beschrieben, wurden die Absatzmengen von Cadmium in NiCd-Akkus im Inland mittels Literatúrauswertung und Angaben von Wiaux [Wiaux 2004] auf 400-500 t abgeschätzt. In den Bilanzen wurde mit einem Inlandsabsatz von 450 t Cd in portablen Akkus und 20 t Cd in Industrieakkus gerechnet.

Insbesondere in den letzten Jahren des Untersuchungszeitraums sind Altakkus zum Recycling sowohl importiert als auch exportiert worden. Die Mengen dieser Altakkus wurden der Statistik vom Umweltbundesamt zur „Grenzüberschreitenden Abfallverbringung von

1999-2002 – Statistik über notifizierungspflichtige Abfälle – Umweltdaten des Umweltbundesamtes³⁶ entnommen. Dort sind NiCd-Akkus unter der Abfallnummer 160602 aufgeführt.

Neben den explizit in den Außenhandelsstatistiken ausgewiesenen NiCd-Akkus gibt es auch so genannte „versteckte“ Akkus, die, bereits in Geräte eingebaut, ein- oder ausgeführt werden. Zur Quantifizierung dieser „versteckten Batterieströme“ wurden solche Geräte ausgewählt, für die es in der Literatur [UBA 1998] Hinweise gibt, dass sie zu einem großen Prozentsatz mit NiCd-Akkus ausgestattet sind. Dies ist für folgende Geräte anzunehmen: Handwerkszeuge ohne externe Energiequelle, Staubsauger mit Spannung < 110 V, Elektrische Rasierapparate, Haarschneider, Haarentferner, Mobiltelefone und Handys, digitale Standbild-Videokameras, Videokamerarecorder und Kamerabilddarstellungsgeräte. Die Abschätzung des Anteils batteriebestückter Geräte an der Gesamtmenge von Geräten lehnt sich an [UBA 1998] an. Die mittlere Masse der einzelnen Güter wurde aus den Außenhandelsstatistiken ermittelt. Die mittlere Masse und der mittlere Cadmiumanteil von NiCd-Geräteakkumulatoren unterschiedlicher Größe, Leistung und Herkunft wurden den Angaben von Abschnitt 4.1 entnommen. Daraus konnte die Cadmiumkonzentration der batteriebestückten Geräte abgeleitet werden. Die Ergebnisse sind Tabelle 26 auf Seite 82 zu entnehmen.

PVC-Fensterprofile und Fenster (Stabilisatoren)

Grundlage der Bilanzen sind die Ausführungen in Kapitel 5.1. Für die mit dem Import und Export von PVC-Fensterprofilen und PVC-Fenstern sowie deren inländischem Verbleib verbundenen Stoffströme sei auf die in Tabelle 21 auf Seite 59 aufgeführten Werte verwiesen.

Pigmente

Für die Bestimmung der Import- und Exportmengen von Pigmenten auf der Basis von Cadmiumverbindungen kann auf die Außenhandelsstatistiken des Statistischen Bundesamtes Fachserie 7.2 zurückgegriffen werden. Hier sind diese, ebenso wie Cadmiumsulfid und -sulfat, das zur Pigmentherstellung verwendet werden kann, als eigene Kategorie aufgeführt. Angaben über die Herstellung und den Inlandsabsatz von Pigmenten sind hingegen nicht zu finden. Informationen zu den inländisch abgesetzten Mengen cadmiumhaltiger Pigmente für die Jahre 1995 und 2001 stammen aus Industriebefragungen und wurden für die fehlenden Jahre des Betrachtungszeitraums interpoliert. Da die Rechtslage mit wenigen Ausnahmen (z.B. Künstlerfarben) den inländischen Absatz von Produkten, die cadmiumhaltige Pigmente enthalten, verbietet, ist davon auszugehen, dass die im Inland abgesetzten cadmiumhaltigen Pigmente zur Herstellung von Waren für den Export oder für den militärischen Bereich genutzt wurden.

³⁶ <http://www.umweltbundesamt.de/abfallwirtschaft/abfallstatistik/basel.htm>

7.2 Bilanzen – Import, Export und inländischer Verbleib

Um die Bilanz zu erstellen, muss der Cadmiumgehalt der Rohstoffe und relevanter Produkte bekannt sein. Hierzu wurden aus den in der Literatur genannten Werten Mittelwerte abgeleitet, die für die Berechnung der Bilanzen verwendet wurden.

Cadmiummetall und -legierungen, Cadmiumoxid

Die Cadmiumstoffströme in der deutschen Zink- und Bleiindustrie wurden bereits ausführlich in Abschnitt 3.4.1 beschrieben. Da sie jedoch mit einem bedeutenden Anteil zur deutschen Cadmiumbilanz beitragen, soll hier noch einmal kurz auf die wesentlichen Fakten eingegangen werden. Für einen Überblick über die relevanten Daten sei insbesondere auf Tabelle 3 auf Seite 17 hingewiesen.

Der Cadmiumeintrag durch den Import von Zinkerzen und -konzentraten liegt im Betrachtungszeitraum von 1995-2000 mit geringen Schwankungen zwischen 1.230 t und 1.300 t. Zusätzlich wurden durch die Verwendung cadmiumhaltiger Prozessabfälle oder Recyclingmaterialien wie u. a. EAF-Stäube und Wälzoxide in den Primärhütten der Zinkindustrie zwischen 111 t und 123 t sekundäres Cadmium eingebracht. Eine Ausnahme bildete das Jahr 1995, in dem 155 t sekundäres Cadmium anfielen.

Der überwiegende Anteil des in den deutschen Hütten produzierten Cadmiums wird wieder exportiert. Aufgrund von Plausibilitätsannahmen kann davon ausgegangen werden, dass der im Inland abgesetzte Anteil (Abgabe der Hütten) im Jahre 1995 von ca. 23% auf ca. 5% im Jahre 2000 zurückging.

Die Herkunft und den Verbleib des in Deutschland im Stoffkreislauf befindlichen Cadmiums (in Form von Cadmiummetall, Zinkerzen und -konzentraten, Cd-Oxid) zeigt Tabelle 24. Der Export überwiegt gegenüber dem inländischen Verbrauch von Cadmium. Innerhalb des Untersuchungszeitraums nahm der Anteil der inländisch verbrauchten Cadmiummenge an der insgesamt abgesetzten Cadmiummenge von ca. 32% in den Jahren 1995 und 1996 auf ca. 13% im Jahre 2000 ab, der exportierte Anteil nahm entsprechend zu. Im Zeitraum von 1995 bis 2000 hat die im Inland verwendete Cadmiummenge deutlich abgenommen (von 552 t auf 191 t).

Zur Versorgung der inländischen cadmiumverarbeitenden Industrie werden zusätzlich zu dem inländisch erzeugten Cadmium Cadmiummetall und Cadmiumoxide importiert. Wie Tabelle 24 zeigt, hat die Einfuhr von Cd-Metall zwischen 1995 und 2000 deutlich abgenommen, dagegen lag im gleichen Zeitraum nach einem anfänglichen Anstieg der Import von Cd-Oxiden während der letzten vier Jahre bei Werten zwischen 120 t und 130 t Cd.

Das verbleibende nicht exportierte bzw. nicht inländisch genutzte Cadmium, das während der Metallherstellungsprozesse emittierte sowie das als Verunreinigung im Zink, in den abgetrennten Kupfer- und Bleikonzentraten oder in Schlacken verbleibende Cadmium ist in Tabelle 24 als „Rest“ erfasst. Eine Zusammenstellung der prozentualen Anteile von Export, inländischem Verbrauch, deponiertem Cadmium sowie der Restmenge am eingetragenen Cadmium ist Tabelle 25 zu entnehmen.

Tabelle 24: Eintrag von Cadmium in den Untersuchungsraum Deutschland durch primäre und sekundäre Rohstoffe und den Import von Cadmiummetall und -oxid zur inländischen Nutzung sowie Austrag durch den Export von Cadmiummetall sowie von Zinkerzen und -konzentraten (in t)

	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Rohstoffbereitstellung						
Import						
Cd in Zinkerzen und -konzentraten	1.302	1.234	1.239	1.303	1.281	1.244
Inländischer Transfer zur Hütte						
Cd in sekundären Rohstoffen	155	118	111	115	112	123
Summe Rohstoffbereitstellung	1.457	1.352	1.350	1.418	1.393	1.367
Export						
Cd-Metall	857	530	1.001	883	1.113	1.050
Cd in Zinkerzen und -konzentraten	87	92	83	113	129	116
Cd in Cd-Oxid	4	3	2	4	0	0
Summe Export	948	625	1.086	1.000	1.242	1.166
Verbleib						
Deponie	147	140	130	125	117	127
Sonstiger Verbleib (zur Abgabe an inländische Produzenten, Lager, Verunreinigungen, Emissionen)	362	587	134	293	34	74
Inländischer Verbrauch						
Abgabe der Hütten	255	162	139	99	105	62
Import (für den inländischen Verbrauch)						
Import Metall	222	165	22	34	7	6
Import Cd-Oxid	75	46	116	131	135	123
Summe Import für inländischen Verbrauch	297	211	138	165	142	129
Summe inländischer Verbrauch	552	373	277	264	247	191
insgesamt exportiert oder inländisch genutzt	1.500	998	1.363	1.264	1.489	1.357
Rest (Lager, Verunreinigungen, Emissionen)	107	425	-5	194	-71	12

Tabelle 25: Prozentualer Anteil von Export, inländischem Verbrauch und Rest (in Lager, Deponie, als Verunreinigung oder Emission) am Cadmumeintrag durch primäre und sekundäre Rohstoffe sowie den Import von Cadmiummetall und -oxid

	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Eintrag (primäre und sekundäre Rohstoffe, CD-Metall und -Oxid)	1.754 t	1.563 t	1.488 t	1.583 t	1.535 t	1.496 t
Summe Export	54,1%	40,0%	73,0%	63,2%	80,9%	77,9%
Summe inländischer Verbrauch	31,5%	23,9%	18,6%	16,7%	16,1%	12,8%
Deponie	8,4%	9,0%	8,7%	7,9%	7,6%	8,5%
Rest (Lager, Deponie, Verunreinigungen)	6,1%	27,2%	-0,3%	12,3%	-4,6%	0,8%

Cadmiumhaltige Güter

In Tabelle 26 werden die in den vorigen Kapiteln ausführlich dargestellten Informationen zu cadmiumhaltigen Produkten durch Angaben zu Import, Export und inländischem Verbleib zusammengefasst.

Tabelle 26: Import, Export und inländischer Verbleib von Cadmium durch Produkte (in t Cd)

	Produkte	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Import							
	Cd in Pigmenten (incl. Sulfide)	34	38	20	17	28	21
	<i>Cd in Akkus (portabel)</i>	732	565	658	680	710	688
	<i>Cd in Akkus (Industrie)</i>	77	92	59	58	49	87
	<i>Cd in Akkus (versteckt)</i>	152	106	121	125	142	207
	<i>Cd in Altakkus</i>					28	25
	Cd in Batterien gesamt	961	763	838	863	929	1007
	Cd in PVC-Fensterprofilen und -Fenstern	85	56	48	20	14	14
	Import Produkte	1080	857	906	900	971	1042
Export							
	Cd in Pigmenten (incl. Sulfide)	73	68	42	39	32	32
	<i>Cd in Akkus (portabel)</i>	406	367	264	202	182	225
	<i>Cd in Akkus (Industrie)</i>	94	87	108	143	133	125
	<i>Cd in Akkus (versteckt)</i>	42	58	73	79	104	121
	<i>Cd in Altakkus</i>					146	164
	Cd in Batterien gesamt	542	512	445	424	565	635
	Cd in PVC-Fensterprofilen und -Fenstern	12	9	9	5	3	3
	Export Produkte	627	589	496	468	600	670
Inlandsabsatz							
	Cd in Pigmenten	100	90	80	70	60	50
	<i>Cd in Akkus (portabel)</i>	450	450	450	450	450	450
	<i>Cd in Akkus (Industrie)</i>	20	20	20	20	20	20
	Cd in Batterien gesamt	470	470	470	470	470	470
	Cd in PVC-Fensterprofilen und -Fenstern	105	69	57	24	16	16
	Inlandsabsatz	675	629	607	564	546	536
Import-Export		453	268	410	432	371	372
Inlandsabsatz-(Import-Export)		222	361	197	132	175	164

7.3 Diskussion der Bilanzen für den Zeitraum 1995 bis 2000

Bevor im folgenden Abschnitt die Bilanzen diskutiert werden, soll noch einmal darauf hingewiesen werden, dass die Quantifizierungen in vielen Fällen auf Plausibilitätsannahmen bzw. Modellrechnungen beruhen, da nicht in allen Fällen und für alle Jahre Daten zur Verfügung standen.

Import

Die durch die Einfuhr primärer Rohstoffe wie Zinkerze und -konzentrate importierten Cadmiummengen liegen im gesamten Betrachtungszeitraum nahezu unverändert zwischen 1250 t und 1300 t. Während nach unseren Abschätzungen der Bedarf an Cadmiummetall für die inländische Nutzung von 222 t (1995) auf ca. 6 t im Jahr 2000 zurückgegangen ist, ist ein Anstieg bei der Einfuhr von Cd-Oxid von 75 t (1995) auf 123 t in den Jahren 1997-2000 zu verzeichnen. Nahezu gleich bleibende Importmengen lassen sich auch für portable und Industrieakkumulatoren vermuten. Bei den in Geräte eingebauten Akkus deutet sich sogar ein Anstieg an. In geringem Umfang (Cadmiumgehalt ca. 30 t) werden auch Altakkus eingeführt. Dabei dürfte es sich vermutlich überwiegend um gebrauchte Industrieakkus oder Akkuwerkzeuge handeln, die an die Herstellerfirmen zum Recycling zurückgegeben werden. Eine Sonderrolle nimmt nach unseren Berechnungen die Einfuhr von PVC-Fensterprofilen und -Fenstern ein. Obwohl die Importmengen (siehe Tabellen 20 und 21) nahezu stabil waren, ist die damit verbundene Cadmiummenge deutlich zurückgegangen.

Export

Bei dem Export von Cadmiummetall ist eine leichte Zunahme zu verzeichnen: sie stieg von 850 t (1995) auf Werte über 1.000 t in den Jahren 1999 und 2000. Der Verkauf cadmiumhaltiger Pigmente ins Ausland, der sich ohnehin auf niedrigem Niveau befand, ging in Betrachtungszeitraum deutlich zurück. Im Vergleich zu 1995 (Cadmiumgehalt 73 t) haben sich die Werte für 1999 und 2000 mehr als halbiert (Cadmiumgehalt 32 t).

Bei den NiCd-Akkumulatoren zeigt sich ein unterschiedliches Bild: Während der Export von portablen NiCd-Akkus zurückgegangen ist, ist für Industrieakkumulatoren ein leichter Anstieg zu verzeichnen. Dies deutet sich in etwas größerem Umfang auch für in Geräte eingebaute Akkus an. Darüber hinaus wurden in den Jahren 1999 und 2000 Altakkus zum Recycling überwiegend nach Frankreich (portable Akkus) oder Schweden (Geräteakkus) exportiert.

Auch beim Export nehmen nach unseren Berechnungen die PVC-Fensterprofile und -Fenster eine Sonderrolle ein. Obwohl bei Fensterprofilen und Fenster (siehe Tabellen 20 und 21) die Exportmengen im Untersuchungszeitraum angestiegen sind, ist der damit verbundene Export von Cadmium aufgrund der geringeren mittleren Cadmiumkonzentrationen um ca. 75% zurückgegangen. Die Ausfuhr cadmiumhaltiger Pigmente hat sich von 1995 bis 2000 mehr als halbiert.

Inländischer Absatz

Der inländische Verbrauch von Cadmiummetall und -oxid zur Herstellung von Produkten ist im Betrachtungszeitraum deutlich von insgesamt 552 t im Jahr 1995 auf 191 t im Jahr 2000 zurückgegangen. Dabei nahm die Abgabe deutscher Hütten von 255 t (1995) auf Werte deutlich unter 100 t (62 t im Jahr 2000) ab. Der Import von Cadmiumoxid dagegen nahm im gleichen Zeitraum von ca. 75 t auf ca. 125 t zu.

Nach den im Rahmen dieser Untersuchungen erhobenen Daten ist die durch den Absatz cadmiumhaltiger Produkte in Deutschland jährlich in Umlauf gebrachte Cadmiummenge von 675 t (1995) auf ca. 536 t (2000) zurückgegangen.

Der mit PVC-Fensterprofilen und PVC-Fenstern verbundene Cadmiumstoffstrom ist zwischen 1995 und 2000 um nahezu 85% zurückgegangen, obwohl der Umsatz von PVC-Fensterprofilen und -Fenstern nahezu konstant geblieben ist. Auch der Verkauf cadmiumhaltiger Pigmente hat sich halbiert. Die Nachfrage nach portablen und Industrie-NiCd-Akkus war nach den hier durchgeführten Abschätzungen während des gesamten Zeitraums konstant (Cadmiumgehalt 470 t). Des Weiteren deutet sich an, dass die Vorräte und Lager bei Industrie und Handel im Untersuchungszeitraum abgebaut wurden. Eine Zusammenfassung und Auswertung der beiden Tabellen 24 und 26 zeigt Tabelle 27.

Tabelle 27: Zusammenfassung und Auswertung der Bilanzen für cadmiumhaltige Produkte und deren Ausgangsmaterialien (in t Cd)

	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Produkte (Batterien, PVC-Fenster, PVC-Fensterprofile, Stabilisatoren)						
Import	1.080	857	906	900	971	1.042
Export	627	589	496	468	600	670
Import – Export	453	268	410	432	371	372
Inlandsabsatz Produkte	675	629	607	564	546	536
Inländische Herstellung * -	222	361	197	132	175	164
Cadmium – Ausgangsmaterialien						
Import						
Zinkerze und -konzentrate	1.302	1.234	1.239	1.303	1.281	1.244
Metall	222	165	22	34	7	6
Cd-Oxid	75	46	116	131	135	123
Summe	1.599	1.445	1.377	1.468	1.423	1.373
Export						
Cd in Zinkerzen und -konzentraten	87	92	83	113	129	116
Cd-Metall	857	530	1.001	883	1.113	1.050
Cd in Cd-Oxid	4	3	2	4	0	0
Summe	948	625	1.086	1.000	1.242	1.166
Import – Export	651	820	291	468	181	207
Deponierung bei der Zink-/Bleiherstellung	147	140	130	125	117	127
Inländische Herstellung von Produkten						
Inländisch verfügbares Cadmium **	504	680	161	343	64	80
Bedarf für die Herstellung von Batterien, PVC-Fenster, PVC-Fensterprofile, Stabilisatoren	222	361	197	132	175	164
Für die Herstellung sonstiger Produkte (z.B. für die Bereiche Militär und Luftfahrt) verbleibendes Cadmium, ggf. Lager ***	282	319	-36	211	-111	-84

*) „Inlandsabsatz Produkte“ – „(Import – Export) von Produkten“

**) „(Import-Export) von Ausgangsmaterialien“ – „Deponierung bei der Zink-/Bleiherstellung“

***) „Inländisch verfügbares Cadmium“ – „Bedarf für die Herstellung von Batterien, PVC-Fenster, PVC-Fensterprofile, Stabilisatoren“

Import und Export von Produkten haben sich im Betrachtungszeitraum nicht signifikant verändert. Um den Inlandsabsatz befriedigen zu können, mussten inländisch jährlich Ausgangsmaterialien (Cadmiummetall, Cadmiumoxid) zwischen 132 t und 361 t zur Verfügung gestellt werden.

Wie bereits erwähnt, gingen im Betrachtungszeitraum die Importe der Ausgangsmaterialien um ca. 200 t (dies entspricht ca. 14%) zurück, während die Exporte um 200 t (bis zu 30%) zugenommen haben.

Unter Berücksichtigung der Deponierung cadmiumhaltiger Abfälle aus der Zink- und Bleiindustrie ging das für die inländische Herstellung von Produkten bereitstehende Cadmium von 504 t (1995) auf 80 t (2000) zurück. Mit den damit/daraus hergestellten Waren wurde der Markt im In- und Ausland bedient. Zur genaueren Analyse der Stoffflüsse innerhalb des Untersuchungszeitraums wurden zwei Gruppen von Jahren separat betrachtet:

In den Jahren 1995, 1996 und 1998 standen von den insgesamt zur Verfügung stehenden Ausgangsmaterialien für die Herstellung der in Tabelle 26 genannten Produkte (Pigmente, Akkus und Profile/Fenster) nach Berücksichtigung der Import-/Exportmengen noch zwischen 211 t und 319 t zur Verfügung, die für die Herstellung inländisch abzusetzender Güter, aber auch für Militär/Luftfahrt, Lager oder sonstige noch nicht berücksichtigte Produkte zur Verfügung standen.

Für die Jahre 1997, 1999 und 2000 reicht das verfügbare Cadmium (zwischen 64 t und 161 t) für die inländische Herstellung cadmiumhaltiger Produkte (Pigmente, Akkus und Profile/Fenster) nicht mehr aus. Werden zusätzlich noch die oben aufgeführten „sonstigen Produkte“ hergestellt (über den Umfang der Produktion liegen, wie bereits erwähnt, keine Informationen vor), vergrößert sich der Cadmiumbedarf entsprechend. Die Frage, ob diese vermeintliche „Versorgungslücke“ durch Entnahmen aus einem Cadmiumlager geschlossen wurde, oder ob die Annahmen zum Cadmiumverbrauch für die inländische Produktherstellung zu hoch abgeschätzt wurden und diese Lücke somit gar nicht aufgetreten ist, lässt sich wegen fehlender Informationen nicht eindeutig beantworten. Insbesondere die Angaben zum Cadmiumstoffstrom durch versteckte Batterien, aber auch die Lageränderungen sind mit großen Unsicherheiten behaftet. Die Angaben in der Zeile „Für die Herstellung sonstiger Produkte (Militär und Luftfahrt) verbleibendes Cadmium, ggf. Lager“ von Tabelle 27 dient dazu, die Bilanzen zu schließen. In ihr sind neben sonstigen nicht näher genannten Produkten zur Verwendung in militärischen Bereichen oder der Luftfahrt auch die Lagerbewegungen enthalten. Die Angaben dienen lediglich als Indikator, der darauf hindeutet, dass die Verwendung von Cadmium bei der Herstellung von Produkten in Deutschland zurückgeht.

Die folgende Abbildung 27 zeigt beispielhaft für das Jahr 1998 die im Untersuchungsraum ablaufenden Stoffflüsse. Das importierte sowie das in Deutschland erzeugte Cadmiummetall gelangt zunächst zum „inländischen Handel“, über den es dann entweder an die weiterverarbeitende Industrie gegeben oder exportiert wird. Importierte und in Deutschland hergestellte Produkte werden zum Teil weiterverarbeitet (Cadmiumoxid), um dann hier verkauft oder ebenfalls exportiert zu werden. Die Abweichungen zwischen Import, Export und den innerdeutschen Flüssen sind in der „Bilanzdifferenz“ erfasst. Hierin sind sowohl die im jeweiligen Erfassungszeitraum nicht bekannten Änderungen in den Handelsreserven (Lager) wie auch die auf Unsicherheiten der Datenlage beruhenden Überschüsse enthalten.

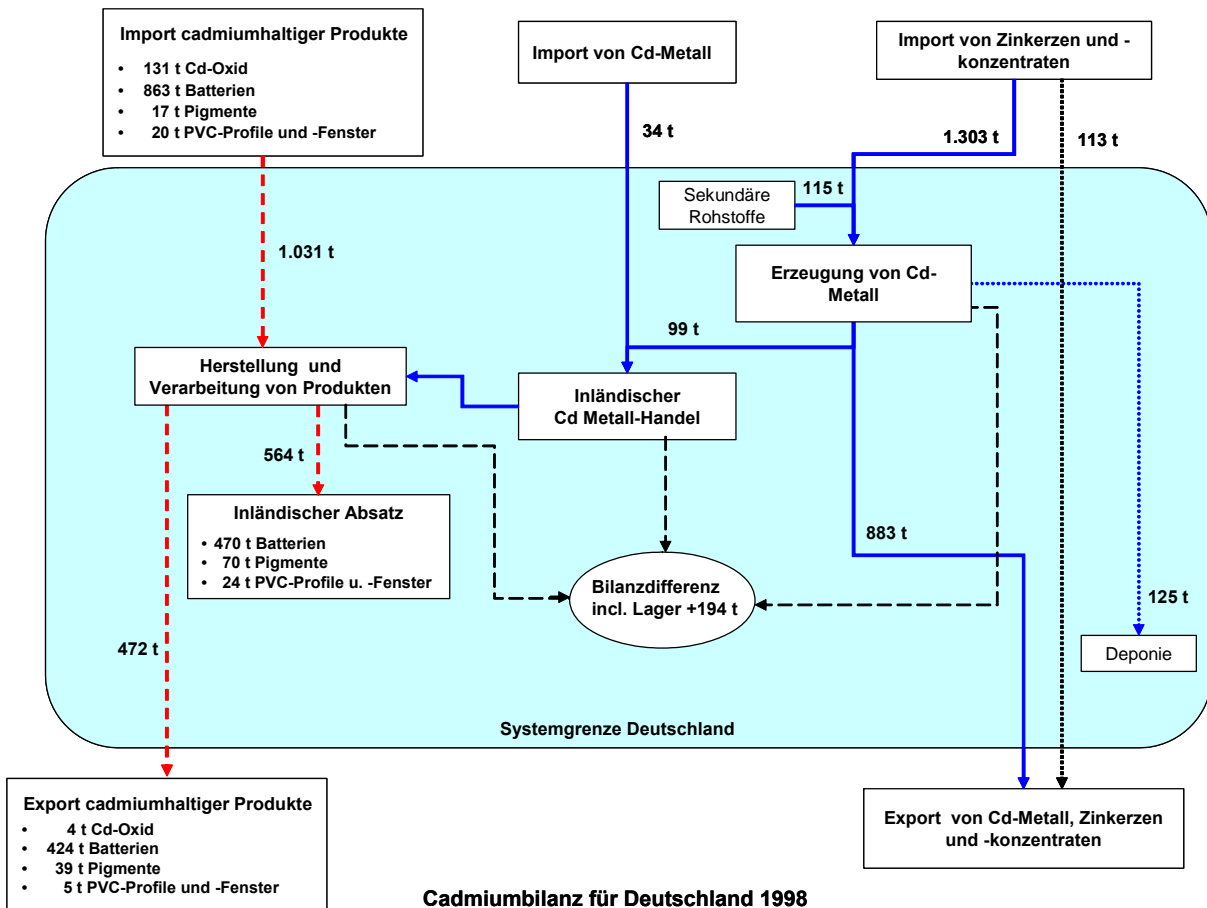


Abbildung 27: Mittlere Cadmiumstoffflüsse in Deutschland im Jahr 1998 (in t Cd)

8 Weltweite Produktion und Verwendung von Cadmium 1995 bis 2001

In diesem Kapitel wird die Herstellung von Cadmiummetall wie auch dessen Verbrauch weltweit bzw. in den einzelnen Regionen im Zeitraum 1995 bis 2001 betrachtet. Hierzu wurden Publikationen der International Cadmium Association (ICdA), Statistiken der Natural Resources Canada (Canadian Minerals Yearbook) und der U.S. Geological Survey (USGS) sowie Marktanalysen Cadmium produzierender Unternehmen ausgewertet.

Die Zusammenstellung von Daten zur globalen und regionalen Cadmiumproduktion sowie zu den Verbräuchen von Cadmium ist allgemein mit Schwierigkeiten verbunden. Die Angaben in den Statistiken sind auch für zurückliegende Jahre z. T. mehrmals revidiert worden. Auch die Ergebnisse eigener Datenerhebungen zu der Produktion von Cadmium in Deutschland zeigen diese Unsicherheiten. Sie unterscheiden sich z. T. deutlich von denen der offiziellen Statistiken.

Die Werte für die Cadmiumproduktion basieren in einigen Ländern vermutlich nicht auf erhobenen, sondern auf errechneten Werten. In einigen Statistiken ist für verschiedene Länder die Cadmiumproduktion getrennt nach primärem und sekundärem Cadmium erfasst, für andere lediglich die Herstellung von raffiniertem Cadmium. Hier kann im Prinzip neben primärem auch sekundäres Cadmium mit berücksichtigt worden sein.

Bei Angaben zu Cadmiumverbräuchen tritt zudem das Problem von möglichen Doppelzählungen auf: Im Land A kann aus Cadmiummetall Cadmiumoxid hergestellt worden sein, das exportiert und im Land B zur Herstellung von NiCd-Akkumulatoren verwendet wird. In beiden Ländern wird das gleiche Cadmium verbraucht. Statistiken geben über solche Zusammenhänge keine Auskunft. Erschwerend kommt hinzu, dass auch sekundäres Cadmium in den Verbrauchsstatistiken berücksichtigt sein kann.

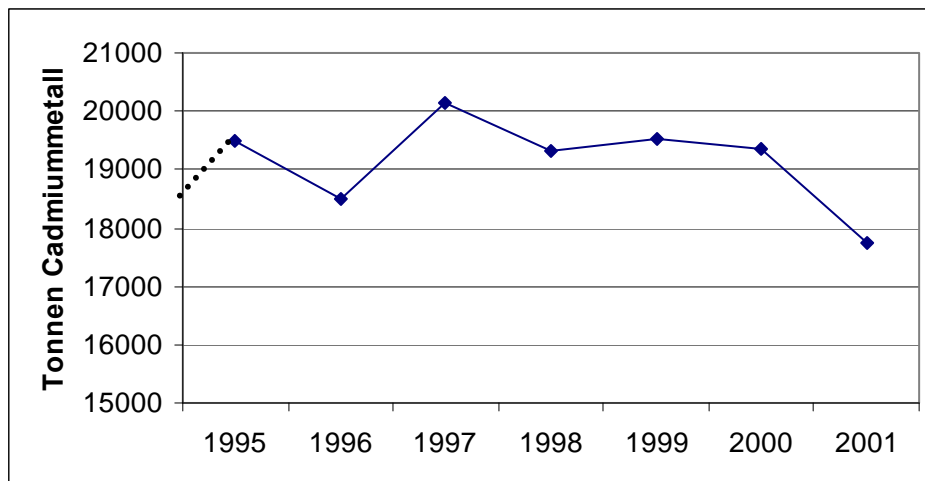
Um die bei der Abschätzung der globalen bzw. regionalen Produktions- und Verbrauchsmengen von Cadmium auftretenden Unsicherheiten so gering wie möglich zu halten, empfiehlt es sich, diese Mengen auf primäres Cadmiummetall zu beziehen. Aus diesem Grund beziehen sich die weiteren Ausführungen so weit dies möglich ist auf primäres Cadmium.

Globale Produktion

In den Jahren 1991 bis 1994 sank die weltweite Produktion von primärem Cadmium kontinuierlich von ca. 21.000 t auf 18.400 t. Im interessierenden Zeitraum 1995 bis 2001 setzte sich dieser Abwärtstrend zunächst nicht fort. Wie in Abbildung 28 dargestellt, stieg die Produktion 1995 wieder auf 19.500 t und verblieb bis 2000 in etwa auf diesem Niveau. Erst 2001 sank die Produktionsmenge auf einen Wert unter 18.000 t.

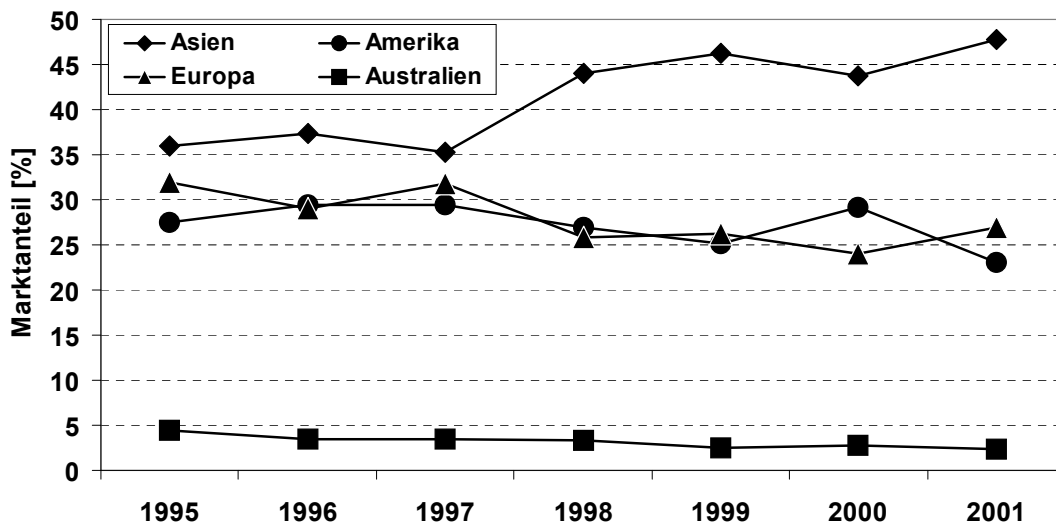
Regionale Produktion

Wie sich die globalen Produktionsmengen auf die einzelnen Regionen verteilen und wie sich die Marktanteile im betrachteten Zeitraum geändert haben, verdeutlicht Abbildung 29. Danach teilten sich Asien, Amerika und Europa 1995 den Markt für primäres Cadmiummetall etwa gleich auf, wobei Asien geringfügig führte. Australiens Produktion lag im gesamten Zeitraum unter 5%, der Beitrag von Afrika war so gering, dass er nicht berücksichtigt wurde.



Quelle: [Morrow 2004]

Abbildung 28: Weltweite Produktion von primärem Cadmiummetall



Quelle: nach [Morrow 2003]

Abbildung 29: Geographische Trends bei der Produktion von primärem Cadmiummetall, prozentuale Anteile der Regionen an der weltweiten Produktion

In den darauf folgenden Jahren entwickelte sich Asien zu dem weltweit führenden Produzenten für primäres Cadmiummetall: 2001 kam etwa die Hälfte der Jahresweltproduktion aus dieser Region. Dies ging zu Lasten der Marktanteile sowohl von Amerika als auch von Europa: Beide Länder stellten jeweils nur noch ein Viertel der gesamten Weltproduktion. Auch in Australien halbierte sich in diesem Zeitraum die Produktion. Diese gesamte Entwicklung setzte sich auch in den Jahren nach 2001 fort.

In Tabelle 28 sind die im Betrachtungszeitraum weltweit wichtigsten Produzenten von raffiniertem Cadmiummetall aufgeführt. Als Basis wurden Angaben von Morrow [Morrow 2004] zugrunde gelegt, die sich auf Daten des World Bureau of Metal Statistics (WBMS) stützen. Damit dürften sich die Angaben mehrheitlich auf primäres Cadmium beziehen. Fehlende Angaben wurden dem Canadian Minerals Yearbook (CMY) entnommen, das allerdings auf andere Quellen zurückgreift. Eine gewisse Vergleichbarkeit scheint dennoch gegeben, da die Angaben von Morrow und des CMY für das gleiche Land und für das gleiche Jahr iden-

tisch sind. In Bezug auf die gesamte Weltproduktion unterscheiden sich die Angaben von Morrow und des (revidierten) CMY nur um wenige hundert Tonnen. Für die Darstellung von Trends dürfte die gewählte Genauigkeit ausreichend sein.

Tabelle 28: Führende Hersteller von raffiniertem Cadmiummetall (Angaben in t Cd).
Die kursiven Werte sind [CMY 2004] entnommen, die anderen [Morrow 2004].
*: Eigene Abschätzungen.

Land	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
Europa							
Belgien	1.710	1.579	1.420	1.318	1.235*	1.148*	1.236*
Bulgarien	305	251	183	195	317	331	333
Deutschland	1.145	1.145	729	617	703*	458*	539*
Finnland	534	648	494	520	696	683	604
Großbritannien	549	537	455	440	547	503	425
Italien	308	296	287	328	360	284	313
Niederlande	704	603	718	739	731	628	455
Spanien	397	306	301	196	-	-	-
Russland	670	730	790	800	900	780	620
Asien							
Japan	2.652	2.344	2.473	2.337	2.586	2.439	2.467
China	1.533	1.567	1.982	2.125	2.154	2.368	2.368
Süd-Korea	1.665	930	1.000	1.178	1.995	2.114	2.083
Kasachstan	800	600	800	1.436	1.061	257	170
Amerika							
USA	1.266	1.525	2.059	1.240	1.190	1.890	680
Kanada	2.349	2.433	1.223	2.090	1.911	1.941	1.429
Mexiko	689	784	1.223	1.275	1.275	1.268	1.421
Welt	19.478	18.489	20.153	19.312	19.539	19.363	17.747

Quelle: [CMY 2004, Morrow 2004]

• Europa

In Europa sind neben Belgien und Deutschland, den größten Produzenten von raffiniertem Cadmiummetall, insbesondere während der letzten Jahre des Untersuchungszeitraums Finnland, Russland und die Niederlande zu nennen (siehe Tabelle 28). Der in den Statistiken für Deutschland in diesem Zeitraum dargestellte Abwärtstrend bei der Produktion von Cadmiummetall ist, wie in Kapitel 3 ausgeführt, von uns nicht feststellbar. Belgien behielt trotz eines deutlichen Produktionsrückgangs seine Führungsposition in Europa.

In Bulgarien, Finnland, Großbritannien, Italien und Russland blieb die Cadmiumproduktion im Betrachtungszeitraum praktisch konstant. In Spanien dagegen wurde von Jahr zu Jahr immer weniger Cadmiummetall hergestellt, 1999 wurde die Cadmiumproduktion eingestellt. Ein Rückgang in der Produktion war auch in den Niederlanden ab 1999 zu verzeichnen. In den Jahren nach 2001 wurde auch in Großbritannien, Frankreich, Belgien und Italien die Produktion eingestellt oder stark eingeschränkt.

In Russland scheint die Produktion von Cadmiummetall im ganzen Zeitraum konstant bei ca. 800 t gelegen zu haben. Eine vergleichbare Produktionsmenge ist im Zeitraum 1995 bis

1997 auch für Kasachstan anzunehmen. Anschließend stieg die dortige Produktion jedoch sprunghaft auf ca. 1.500 t, um in den folgenden Jahren wieder stark einzubrechen und auf ein Niveau von rund 200 t zu fallen. Informationen über die Ursachen dieser Schwankungen liegen nicht vor.

- *Asien*

Der asiatische Cadmiummarkt wurde durch Japan, China und Süd-Korea bestimmt. Japan war dabei der weltweit größte Hersteller von Cadmiummetall mit einer jährlichen Produktionsmenge um 2.500 t. Bereits 1997 produzierte China, 1998 auch Süd-Korea mehr Cadmium als der größte europäische Produzent Belgien. Beide Länder entwickelten sich in den folgenden Jahren zu bedeutenden Konkurrenten für Japan: Bereits im Jahr 2000 trug jeder dieser drei Staaten mit mehr als 30% zu dem in Tabelle 28 aufgeführten Anteil Asiens an der weltweiten Cadmiumproduktion bei.

- *Amerika*

In der amerikanischen Region sind die USA, Kanada und Mexiko die wesentlichen Produzenten von Cadmiummetall. Während 1995 Kanada mit 2.300 t Cadmium noch zu den weltweit größten Herstellern von raffiniertem Cadmium zählte, ist seine Bedeutung auf dem Weltmarkt in den Folgejahren deutlich zurückgegangen. 2001 wurden nur 1.400 t Cadmium produziert. Auch für die USA war ein abnehmender Trend zu verzeichnen, während Mexiko sich zu einem bedeutenden Cadmiumhersteller entwickelte.

Globale Herstellung und Verbrauch von Cadmiummetall 1995-2001

In Abbildung 30 ist neben der weltweiten Produktion auch der Verbrauch primären Cadmiums für den Zeitraum 1995 bis 2001 dargestellt.

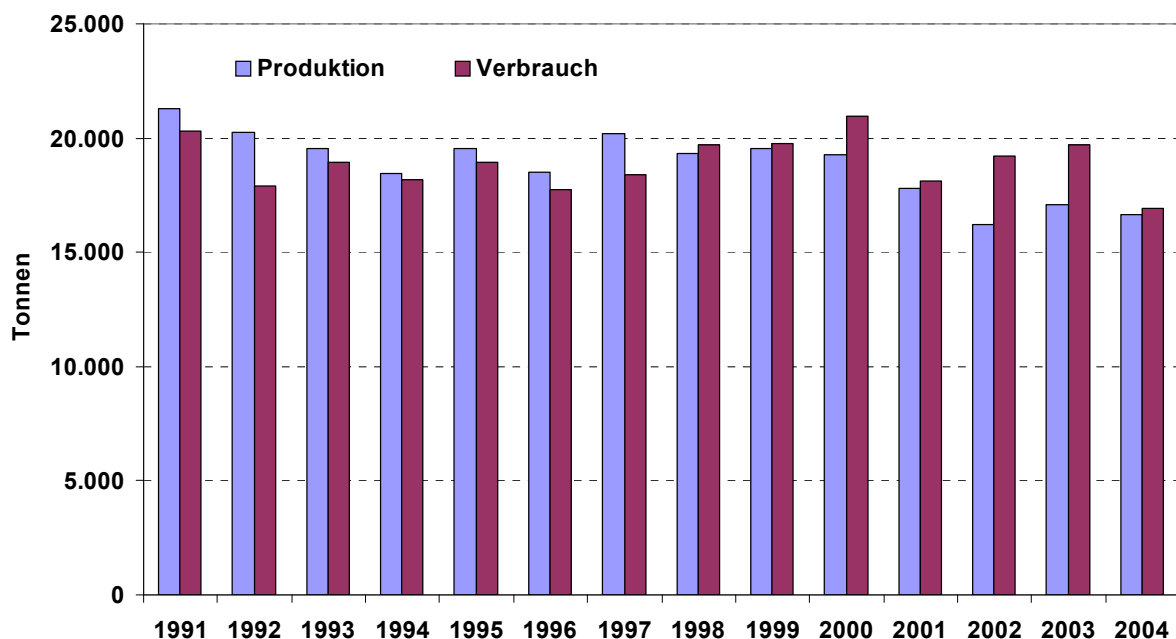
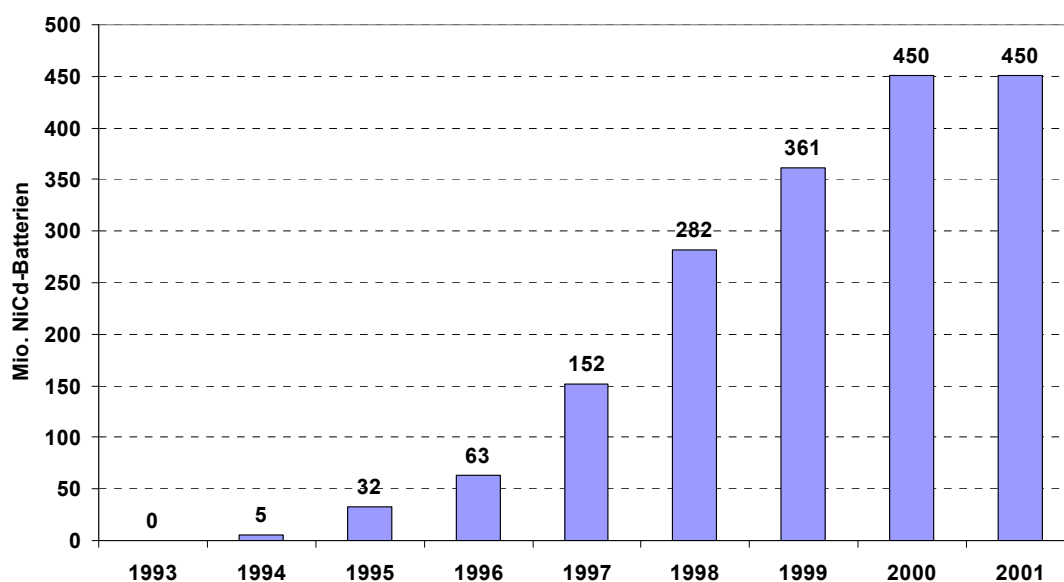


Abbildung 30: Weltweite Produktion und Verbrauch von primärem Cadmiummetall (in t)

Bis 1997 wurde demnach weltweit mehr Cadmiummetall produziert als nachgefragt wurde. Von 1996 bis 2000 stieg die Nachfrage jedoch stetig und überstieg ab 1998 sogar die Produktion primären Cadmiummetalls. Dies ist auf den steigenden Cadmiumbedarf in Asien zurückzuführen, insbesondere durch China, wo zu diesem Zeitpunkt die Produktion von NiCd-Akkumulatoren deutlich wuchs (vgl. Abb. 31). Im Jahr 2000 wurden in China 450 Mio. NiCd-Batterien hergestellt, für deren Produktion etwa 2.600 t Cadmium benötigt wurden, wenn in erster Näherung 38 g pro Batterie und 15% Cadmiumgehalt veranschlagt werden. Im gleichen Zeitraum ist dagegen in Europa und Amerika ein abnehmender Verbrauch von Cadmiummetall zu verzeichnen [Morrow 2003].

In den folgenden Jahren stieg der Cadmiumbedarf in China weiter an und konnte nur durch zusätzliche Importe befriedigt werden. Beim Cadmiumverbrauch hat China Japan von der Spitzenposition verdrängt.

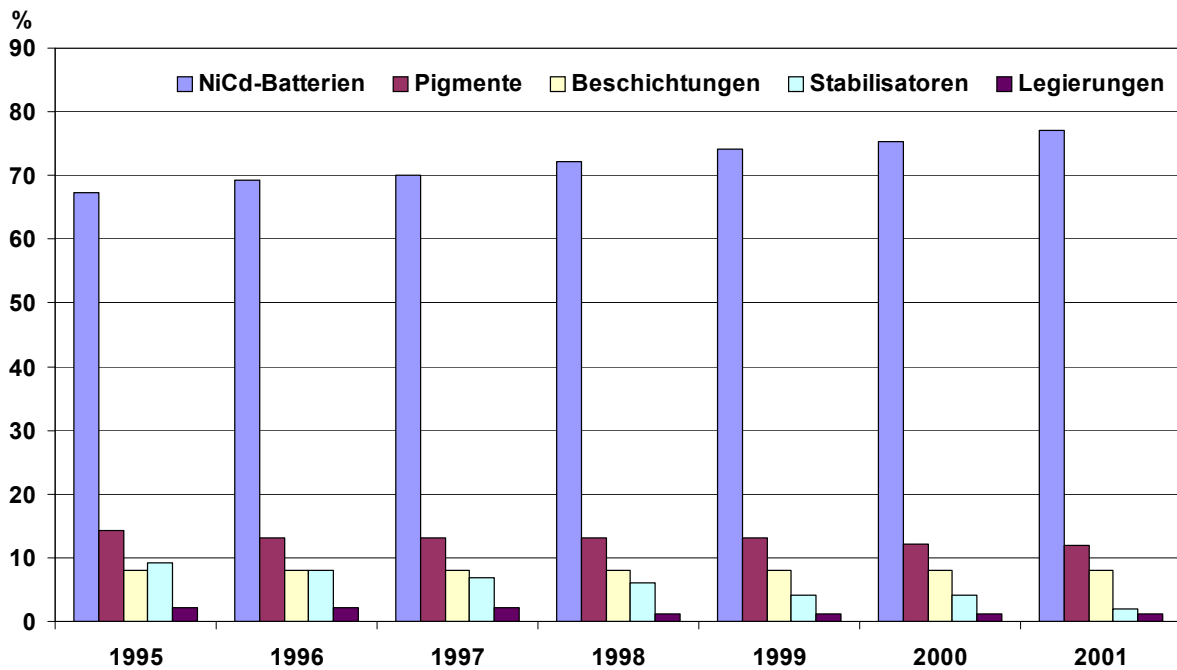


Quelle: [Teckcominco 2005]

Abbildung 31: Produktion von NiCd-Akkumulatoren in China 1993 bis 2001

Die Diskrepanz zwischen der weltweiten Nachfrage und der Produktion von Cadmiummetall wurde vermutlich durch Abbau von Cadmiummetall-Lagern und durch den aufkommenden Markt für sekundäres Cadmium ausgeglichen.

Cadmiummetall wurde zum großen Teil für die Produktion von NiCd-Akkumulatoren verwendet (siehe Abbildung 32). Deren Anteil am Cadmiumverbrauch ist von ca. 65% im Jahre 1995 auf fast 80% im Jahre 2001 gestiegen.



Quelle: [Teckcominco 2005]

Abbildung 32: Weltweite Verwendung von Cadmiummetall in den Jahren 1995-2001

Cadmiumhaltige Pigmente stellen die zweitwichtigste Applikation dar. Ihr Anteil an dem weltweiten Cadmiumverbrauch hat sich im Betrachtungszeitraum nur unwesentlich verändert (12-15%).

Dagegen ist die Produktion von Stabilisatoren deutlich zurückgegangen. Hatten diese im Jahr 1995 noch einen Anteil am Gesamtverbrauch von ca. 10%, so betrug der Anteil der Stabilisatoren im Jahr 2001 nur noch 2-3%. Der Verbrauch von Cadmium für Beschichtungen lag im betrachteten Zeitraum konstant bei ca. 8%.

9 Ressourcen- und Abfallmanagement von Cadmium für eine nachhaltige Entwicklung

Diskussion der Ergebnisse

Nachdem in den vorangegangenen Kapiteln der mit dem Lebenszyklus von Cadmium verbundene Stoffstrom beschrieben wurde und dabei für die einzelnen Stadien dieses Lebenszyklus auf Maßnahmen zur Verringerung dieses Stoffstroms sowie auf die mit der Verwendung von Cadmium verbundenen Vorteile und Nachteile – in unterschiedlichen Bereichen – hingewiesen wurde, sollen in diesem Kapitel Probleme, Zielkonflikte und Abwägungsfragen diskutiert werden, die sich bei der Analyse des Ressourcen- und Abfallmanagements von Cadmium unter Verwendung von Regeln des in ITAS entwickelten „Integrativen Konzepts Nachhaltiger Entwicklung“ ergeben können. Dabei wird zunächst die konzeptionelle Grundlage dieses Konzepts kurz dargestellt. Anschließend werden für das Themenfeld „Ressourcenmanagement und Abfall“ erste aus diesem Konzept abgeleitete Regeln bzw. Handlungsleitlinien allgemein formuliert, um diese am Beispiel von Cadmium zu konkretisieren (siehe auch [Kopfmüller et al. 2005]).

9.1 Konzeptionelle Grundlage

Das Kernelement des integrativen Konzepts besteht aus einem Satz von Nachhaltigkeitsregeln, die sich aus den drei konstitutiven Elementen nachhaltiger Entwicklung – inter- und intragenerative Gerechtigkeit, globale Perspektive und anthropozentrischer Ansatz – ableiten und die wesentlichen ökonomischen, ökologischen, sozialen und institutionell-politischen Aspekte gesellschaftlicher Entwicklung reflektieren. Diese Regeln stellen sowohl grundlegende Zielorientierungen für die künftige gesellschaftliche Entwicklung dar als auch – über geeignete Indikatoren zu konkretisierende – Kriterien für die nachhaltigkeitsbezogene Bewertung von Zuständen.

Dieses Konzept bietet die Grundlage, um Analysen abfall- und ressourcenwirtschaftlicher Fragen transparent hinsichtlich der normativen Grundlagen und analytisch konsistent durchzuführen. Dabei muss das ganzheitliche und integrative Vorgehen auf verschiedenen Ebenen zum Ausdruck kommen:

- in der Berücksichtigung der verschiedenen die ökonomische, soziale, ökologische und institutionelle Dimension reflektierenden Aspekte,
- in der Betrachtung der gesamten Prozesskette von der Rohstoffgewinnung bis zur Entsorgung,
- in der Einbeziehung der wesentlichen Akteure - also Rohstofflieferanten, verarbeitende Industrie, Transportgewerbe, Handel, Verbraucher, kommunale und private Entsorger sowie
- in der Beachtung der lokalen, regionalen, nationalen und supranationalen Ebene (vor allem EU) und deren Wechselbeziehungen.

Prinzipiell ist dabei ein analytisch konsistentes und stringentes Vorgehen anzustreben. Idealtypisch umfasst dieses die Formulierung von Regeln bzw. Handlungsleitlinien, die Auswahl bzw. Entwicklung geeigneter Indikatoren zur Konkretisierung dieser Leitlinien, die Festlegung von Zielwerten für die Indikatoren, die Identifikation wesentlicher Problemfelder

(durch Soll-Ist-Vergleiche) sowie die Entwicklung bzw. Bewertung von Handlungsstrategien zur Lösung der Probleme.

Ausgehend von dem integrativen Nachhaltigkeitskonzept und vor dem Hintergrund der aktuellen Debatten lassen sich für das Themenfeld Ressourcen- und Abfallmanagement zunächst einige grundlegende Regeln bzw. Handlungsleitlinien formulieren (vgl. [Coenen/Grunwald 2003]):

Regel 1: „Schonung nicht-erneuerbarer Ressourcen“

Hierunter sind primär energetische und stoffliche Ressourcen zu fassen, aber auch nicht-stoffliche Ressourcen wie die Fläche mit einzubeziehen. Geeignete Indikatoren hierfür sind insbesondere der gesamte Ressourcenverbrauch, die Reserven (Reichweite von Ressourcen), die Flächeninanspruchnahme durch Ressourcenabbau, Deponien oder andere Entsorgungsoptionen. Für diese Indikatoren existieren bisher jedoch weder in der Europäischen Union noch in Deutschland Zielwerte. Ebenfalls bedeutsame Indikatoren sind Recycling- bzw. Verwertungsquoten für einzelne Stoffe (die Verpackungsverordnung gibt hier für einige Stoffe Zielwerte vor), wobei diese auf die ökologisch und volkswirtschaftlich sinnvollste Verwertung bezogen sein sollte. Weniger sinnvoll, wenngleich in der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie verwendet, erscheinen uns die Indikatoren Ressourcenintensität bzw. Ressourcenproduktivität, die das Verhältnis zwischen Ressourcenverbrauch und Bruttoinlandsprodukt ausdrücken. Bei einer Fokussierung auf diese Werte droht die eigentlich entscheidende Größe des Absolutverbrauchs aus dem Blick zu geraten.

Regel 2: „Vermeidung von Überlastungen der Regenerationskapazitäten der natürlichen Systeme“

Indikatoren wären hier zum einen die Menge und Art der gefährlichen Abfälle (auf Deutschland bezogen, der besonders überwachungsbedürftigen Abfälle), der Anteil der Abfälle, die auf Deponien mit niedrigeren (älteren) Standards abgelagert werden sowie das gesamte Abfallaufkommen. (Dies regeln in Deutschland u.a. die Deponie- und Abfallablagerungsverordnung. Es ist beabsichtigt, Deponien, die nicht mit diesen Verordnungen konform sind, bis zum Jahr 2009 zu schließen.) Zum anderen ist der Blick auf Schadstoff- und Emissionsbelastungen zu richten, Methanemissionen oder potentielle Grundwasserbelastungen durch Deponien, Schwermetallausbreitungen (Cadmium, Quecksilber) über Klärschlämme oder Kompost oder auch Luftschadstoffe aus Abfallbehandlungsanlagen sowie Abfalltransporten.

Neben diesen üblicherweise primär betrachteten Regeln und Kriterien müssen weitere a priori gleichgewichtig hinzukommen, wenn dem Anspruch einer nachhaltigen Entwicklung ernsthaft Rechnung getragen werden soll:

Regel 3: „Minimierung der Gesundheitsbeeinträchtigungen“

Hier ist der Blick vor allem auf die Menge der gesundheits- und umweltschädigenden Abfälle zu richten, auf die Lärm- und Schadstoffemissionen durch die Behandlung und den Transport von Abfällen jeder Art oder auf die gesundheitsgefährdenden Belastungen (Lärm, Staub, Schadstoffe usw.) für Beschäftigte in Abfallbehandlungsanlagen und die daraus resultierenden Ausfalltage.

Regel 4: „Vermeidung unvertretbarer Risiken mit möglicherweise katastrophalen Auswirkungen“

Auf der Abfallseite ist hier primär an radioaktive Abfälle (vor allem ihre Menge, aber auch den Transport) zu denken, die aufgrund ihres extrem langfristigen wie auch schädlichen Wirkungspotenzials ein erhebliches Risiko darstellen.

Regel 5: „Gewährleistung von Entsorgungssicherheit“

Angesprochen ist hier die Vorhaltung ausreichender und geeigneter Behandlungs- und Verwertungskapazitäten für die anfallenden Abfälle. Denkbare Indikatoren wären einerseits der Auslastungsgrad bestehender Kapazitäten, andererseits der Anteil zertifizierter Entsorgungsunternehmen.

Regel 6: „Gewährleistung von Entsorgungsgerechtigkeit“

Hierbei bezieht sich das Gerechtigkeitspostulat darauf, dass die Abfallbehandlung, gemäß dem „Nähe- und Autarkieprinzip“ der EU-Abfallrahmenrichtlinie, möglichst entstehungsnah stattfindet. Dies muss sowohl inländisch als auch in der grenzüberschreitenden Perspektive gelten. Als Indikatoren kämen hier die Anlagendichte und -auslastung im regionalen Vergleich oder auch der Grad der regionalen Einheitlichkeit kommunaler Standards für die Anlagen in Frage. Die internationale Perspektive wäre mit der Menge, der Art bzw. dem Anteil exportierter Abfälle abbildbar.

Regel 7: „Gestaltung des Abfallwirtschaftssystems zu vertretbaren gesamtwirtschaftlichen Kosten“

Dies umfasst sowohl die „internen“, unmittelbar betriebswirtschaftlichen als auch die „externen“ ökologischen und sozialen Kosten. Idealtypisch - wenngleich schwer zu realisieren - wären hier die existierenden Preise für Ressourcennutzung und Abfallbehandlungswege mit den „wahren“ Preisen (incl. externen Kosten) zu vergleichen. Hilfsweise könnte der Blick auf Art und Umfang der Existenz politischer Maßnahmen zur Internalisierung der externen Kosten gerichtet werden.

Regel 8: „Wahrnehmung internationaler Verantwortung“

Diese drückt sich, neben der bereits oben angesprochenen Praxis hinsichtlich des Ex- und Imports von Abfällen und Produkten, auch in Art und Umfang der Verlagerung von Produktionskapazitäten ins Ausland oder in Kooperations- und Unterstützungsaktivitäten aus. Indikatoren für Letzteres können Anzahl und Umfang staatlicher oder privater grenzüberschreitender Kooperationsprojekte oder die Unterstützung mit Know-how und Finanzmitteln für angepasste Technologien sein, jeweils vor allem für die ärmsten Staaten.

Regel 9: „Stärkung des Human- und Wissenskapitals“

Um den angemessenen Umgang der Gesellschaft mit dem Thema „Abfall“ sicherzustellen, müssen die öffentlichen und privaten Forschungsausgaben für abfall- und ressourcenwirtschaftliche Fragen und die entsprechenden Ausgaben von Unternehmen für die Aus- und Weiterbildung der Belegschaft betrachtet werden.

Regel 10: „Gewährleistung der Partizipation gesellschaftlicher Gruppen bei der Gestaltung des Abfallwirtschaftssystems“

Die Abbildung und Beurteilung dieses im Nachhaltigkeitsdiskurs von Beginn an zentralen Kriteriums kann „objektiv“ über den Grad der Beteiligung der Bevölkerung an entsprechenden Entscheidungsprozessen oder auch subjektiv über die Zufriedenheit der Bevölkerung mit den existierenden Beteiligungsmöglichkeiten erfolgen.

Regel 11: „Stärkung der Resonanzfähigkeit der Gesellschaft“

Hierbei geht es um die Fähigkeit zu angemessener politischer bzw. gesellschaftlicher Reaktion auf abfall- und ressourcenbezogene Probleme. Dies kann anhand der Zahl der Unterneh-

men und Kommunen mit einem angemessenen, Ziele und Strategien beinhaltenden Abfall- und Ressourcenwirtschaftskonzept oder auch anhand der Zahl der Abfallberater in Kommunen und Unternehmen beurteilt werden.

Schließlich sind alle diese Leitlinien im Zusammenhang mit zwei weiteren zentralen Nachhaltigkeitsanforderungen zu sehen: der Gewährleistung der Grundversorgung mit Gütern und Dienstleistungen (Ernährung, Wohnung, Kleidung usw.) für alle Menschen (messbar über den Versorgungsgrad mit zum Existenzminimum zählenden Gütern oder über den Anteil der in Armut lebenden Menschen) sowie der (global) gerechten Verteilung von Umweltnutzungsmöglichkeiten, messbar anhand der Indikatoren Ressourcennutzung und Abfallaufkommen pro Kopf im internationalen Vergleich. Damit wird den gleichberechtigten intragenerativen Verteilungsaspekten, in nationaler wie internationaler Perspektive, Rechnung getragen. Sie verweisen einerseits auf die Ressourcen- und Abfallrelevanz der primären Zielstellung, allen Menschen bestimmte Grundversorgungsgüter bereitzustellen, andererseits auf die aus Nachholaktivitäten in vielen armen Ländern resultierende Rückwirkung der globalen Erfüllung dieser Regel auf die verbleibenden Nutzungsmöglichkeiten in Industriestaaten wie Deutschland. Diese Regeln bzw. Leitlinien sind als gleichgewichtige Mindestanforderungen nachhaltiger Entwicklung in diesem Bereich konzipiert.

9.2 Abfallwirtschaft und Nachhaltigkeit – die gegenwärtige Situation in Deutschland

Was die Beurteilung der gegenwärtigen Situation in Deutschland anbelangt, wird vielfach die Einschätzung vertreten, dass die Abfallproblematik insgesamt gesehen, zumindest verglichen mit Themen wie Klimawandel, Flächenverbrauch oder Ressourcenverbrauch, nicht von prioritärer Bedeutung sei³⁷. Diese Einschätzung trifft jedoch nur bei einer isolierten Betrachtung von Abfällen zu, sie gilt nicht mehr, zieht man ihre vielfältigen Verknüpfungen mit anderen Themen- und Problemfeldern in Betracht.

Vor dem Hintergrund des integrativen Konzepts lassen sich die folgenden besonders drängenden Nachhaltigkeitsprobleme, d. h. Verletzungen der o. g. Regeln, benennen, die zum Teil erst nachfolgende Generationen betreffen: zunächst die sich trotz Verwertungsbemühungen und abnehmender Ressourcenintensität konstant auf hohem Niveau – gerade auch im globalen Vergleich – bewegenden Größen Abfallmenge und Ressourcenverbrauch absolut und pro Kopf; hinzu kommen die Schadstoffbelastungen aus der bis zum 31. Mai 2005 zulässigen Deponierung unvorbehandelten Abfalls sowie die Feinverteilung zuvor aufkonzentrierter Schadstoffe (insbesondere Schwermetalle) durch eine umweltoffene Verwertung über Klärschlämme oder Verbrennungsrückstände sowie in Einzelfällen durch Recyclingmaßnahmen. Ein in besonderem Maße langfristig wirksames und verschiedene Risiken bergendes Problem stellt die ungelöste Endlagerung radioaktiver Abfälle dar. Gab es, was die Behandlungskapazitäten betrifft, bis Mitte 2005 eine Unterauslastung öffentlicher Anlagen, ein Phänomen, das aus erzielten Verwertungserfolgen, zunehmendem „Mülltourismus“ und der für Kommunen bestehenden Kapazitätsvorhaltepflcht resultierte und Planungs- und Finanzierungsprobleme nach sich zog, so fehlen derzeit Kapazitäten, da ab Juni 2005 nur noch behandelte Abfälle auf Deponien abgelagert werden dürfen. Auf der institutionell-organisatorischen

³⁷ Beispielsweise enthält die deutsche Nachhaltigkeitsstrategie keinen abfallbezogenen Indikator.

Ebene sind schließlich teilweise Monopolisierungstendenzen infolge der privatwirtschaftlichen Öffnung der Entsorgungsmärkte festzustellen, was sich nicht zuletzt problematisch auf die Preisgestaltung auswirkt.

Vor allem auf der Ebene konkreter Handlungen der Akteure und der Betrachtung politischer Handlungsstrategien werden – reale oder auch scheinbare – Zielkonflikte oder Abwägungsfragen unterschiedlicher Art deutlich. Hingewiesen sei hier zunächst auf das Themenfeld Ressourcenschonung versus Umweltverträglichkeit und die damit häufig verbundene Frage nach der Priorität für Zielwerte bezogen auf Verwertungsquoten oder Emissionen und dem entsprechende handlungsstrategische Optionen. Angeführt werden kann auch die Kontroverse um die Vorteilhaftigkeit einer eher dezentralen Entsorgungsstrategie (d. h. der Umsetzung des eher gerechtigkeitsorientierten „Nähe- und Autarkieprinzips“) oder die Bevorzugung zentraler Großanlagen, die evtl. größere Effizienz und bessere Kapazitätsnutzung durch räumliche Arbeitsteilung ermöglichen. In zunehmendem Maße wird auch die Frage nach der „Zulässigkeit“ des Ex- bzw. Imports bestimmter (Schad-)Stoffe enthaltende Produkte nicht zuletzt unter Gerechtigkeitsaspekten relevant, zum einen gemessen an der Gefährdung ausländischer Konsumenten, zum anderen bezüglich der in Deutschland geltenden Standards. Für viele solcher Zielkonflikte kommt es zunächst einmal darauf an, sie überhaupt in ihrer Existenz und Größenordnung offen zu legen und zu problematisieren, um dann nach geeigneten Wegen zu ihrer Milderung oder Lösung suchen zu können. Ein idealtypisches, wenn auch in der Regel nur schwer erfolgreich abschließbares Vorgehen stellt dabei die Suche nach den so genannten „win-win“-Lösungen dar, also Strategien, die es ermöglichen, zwei oder mehrere Ziele gleichzeitig zu erreichen.

9.3 Probleme und Zielkonflikte eines „nachhaltigeren“ Ressourcen- und Abfallmanagements von Cadmium

Cadmium ist ein ambivalenter Stoff, dessen Eigenschaften von industriellem Interesse sind und der deshalb in bestimmten Produkten verwendet wird, andererseits ist Cadmium ein toxischer Stoff, der die natürlichen Systeme belasten und zu gesundheitlichen Beeinträchtigungen führen kann. Auf EU-Ebene wurde 1988 ein gemeinschaftliches Aktionsprogramm beschlossen, in dem Maßnahmen gefordert werden, um die Cadmiumbelastungen in der Umwelt zu kontrollieren und zu verringern. Richtlinien (z.B. RL 91/338/EWG³⁸) und ihre Umsetzung sorgen dafür, dass die Nutzung von Cadmium derzeit auf bestimmte Produkte beschränkt ist. Weitere Einschränkungen werden diskutiert.

Die aktuelle Debatte und deren politische Umsetzung kann im Grunde auf die Forderung zurückgeführt werden, die Stoffströme zu minimieren und Cadmium, wo es derzeit noch benötigt wird, in geschlossenen Kreisläufen zu führen. Es ist zu überprüfen, inwieweit geschlossene Kreisläufe überhaupt realisiert werden können. Aus Nachhaltigkeitssicht geht es dabei zunächst einmal um die Beachtung der Regeln 1 bis 3, auf weitere Regeln wird im Folgenden fallweise eingegangen.

³⁸ **Richtlinie 91/338/EWG** des Rates vom 18. Juni 1991 zur zehnten Änderung der RL 76/769/EWG zur Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften der Mitgliedstaaten für Beschränkungen des Inverkehrbringens und der Verwendung gewisser gefährlicher Stoffe und Zubereitungen:
<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31991L0338:DE:HTML>

9.3.1 Cadmiumerzeugung

Die Zinkindustrie ist Sammel- und Verteilungsstelle für das aus primären und sekundären Rohstoffen gewonnene Cadmium. Solange eine Nachfrage nach Cadmium besteht und es rentabel ist, werden Cadmiummetall und -legierungen hergestellt und sowohl im Inland als auch im Ausland für die Herstellung von Produkten genutzt. Sowohl bei der Gewinnung von Cadmium als auch bei der Herstellung von Produkten gehen gewisse Mengen von Cadmium verloren (als Beiprodukte von Kupfer und Blei, als Emissionen in Luft und Wasser, als zu deponierendes Material, da keine Verwendungsmöglichkeit besteht). Damit kann schon an dieser Stelle die Forderung nach einer vollständigen Kreislaufführung von Cadmium nicht erfüllt werden. Der Verlust von Cadmium aus dem Kreislauf kann zu Umweltproblemen führen, die, abhängig von den Umweltstandards in den einzelnen Ländern, von unterschiedlichem Ausmaß sein können (Verletzung von Regel 1: Schonung nicht erneuerbarer Ressourcen sowie Regel 3: Minimierung der Gesundheitsbeeinträchtigungen). Außerdem kommt Nachhaltigkeitsregel 11 zum Tragen, die den Exporteuren eine internationale Verantwortung in der Weise überträgt, dass sie prüfen müssen, ob Umweltstandards im belieferten Land hinreichend garantiert werden können. Unter Umständen werden weitere Probleme ins Ausland transferiert, da dort ein Teil des Cadmiums verbleibt und letztendlich entsorgt werden muss (Verletzung von Regel 6: Gewährleistung von Entsorgungsgerechtigkeit). Inländisch muss nur für den Cadmiumanteil Vorsorge betrieben werden, der in Form von Produkten wieder ins Land zurückkommt.

Zur Minimierung der Stoffströme von Cadmium könnte die Zinkindustrie stattdessen das gewonnene Cadmium deponieren. Damit könnten potentielle Belastungen natürlicher Systeme verhindert werden, die möglicherweise durch den Verkauf von Cadmiummetall und -legierungen nachfolgend entstehen. Bei einer vollständigen Deponierung des inländisch anfallenden Cadmiums müssten jährlich ca. 1.300 t Cadmium ordnungsgemäß abgelagert werden. Es besteht hier jedoch die Möglichkeit, Cadmium in hochkonzentrierter Form zu deponieren. Werden jedoch die aus dieser Cadmiummenge hergestellten Produkte deponiert, ist die insgesamt zu deponierende Menge weit größer.

Die einzige Möglichkeit, die Cadmiummenge an der „Quelle“ zu reduzieren, wäre, die primäre Zinkproduktion einzuschränken. Doch dies dürfte derzeit aus verschiedenen Gründen nicht durchführbar sein. Unter anderem würde es auch in Konflikt mit der Regel 1 stehen, da Zink als Korrosionsschutz für Eisenprodukte benötigt wird und somit die Ressource Eisen schont.

9.3.2 Entstehung eines Cadmiumlagers

Ein typisches Phänomen langlebiger Produkte ist der Aufbau eines Lagers. Es handelt sich um Bestände, die sich beim Verbraucher angesammelt haben und die für die Zukunft ein großes Altlastenproblem darstellen können. Man hat es mit einer Verzögerung des Rücklaufes zu tun, die dazu führt, dass der „materielle“ Kreislauf der Produkte unterbrochen wird. Die Dauer des Verbleibs im Lager und die augenblickliche und zukünftige Größe des Abflusses aus dem Lager ist zudem schwer abzuschätzen. Aufgrund langer Aufenthaltszeiten ist häufig eine Produktverantwortung nicht mehr durchzusetzen, da der Hersteller der Produkte zum Entsorgungszeitpunkt unter Umständen gar nicht mehr existiert.

Das Lager von NiCd-Batterien wächst auch heute noch an. Ein Abbau dieses Lagers kann u. a. erzielt werden, wenn es gelingt, wirksame Anreize dafür zu setzen, dass die Nutzer gehortete Batterien in größerem Umfang geordnet entsorgen als neue Batterien ins Lager hin-

zukommen. Nicht nur deshalb kann eine Recyclingquote, die sich alleine auf die jeweils aktuell verkauften Batteriemengen bezieht, irreführend sei.

Dass eine Kreislaufführung von Cadmium durch den Aufbau eines langlebigen Lagers sehr stark beeinträchtigt wird, zeigt der derzeitige Umgang mit PVC-Altfensterrahmen, einem Cadmium-Lager, dessen Abbau gerade erst begonnen hat. Hier gibt es zwar eine freiwillige Selbstverpflichtung der Industrie, einen Mindestanteil dieser Altfenster zu recyceln. Diese Selbstverpflichtung bezieht sich aber nur auf die erfassbaren, verfügbaren Altfenster. Es wird von vornherein davon ausgegangen, dass ein Großteil der Fenster nicht erfasst werden kann und deshalb auf eine andere Art entsorgt werden muss. Darüber hinaus wird durch das Recycling von Altfenstern (Vermischung des cadmiumhaltigen Alt-Kunststoffgranulats mit neuem cadmiumfreien Kunststoff) das Cadmium über eine deutlich größere Produktmenge verteilt und eine „Kontrolle“ des Lagers wird damit erschwert, wenn nicht sogar unmöglich. Auch der Export eines Teils der Altfenster erschwert die „Kontrolle“ des Lagers und verlagert darüber hinaus die Entsorgung und die damit möglicherweise verbundenen Umweltprobleme ins Ausland.

9.3.3 Geordnete Entsorgung – Getrenntsammlung, Recycling oder Deponierung

Aus Umwelt- und Gesundheitsschutzgründen (siehe Regel 2 und 3) ist bei NiCd-Akkumulatoren eine Getrenntsammlung bzw. Rücknahme vorgeschrieben. Bei Gerätebatterien wird allerdings nur ein Teil der Altbatterien durch die Sammelsysteme erfasst, während die Rücknahme von Industriebatterien relativ gut geregelt ist. Das Recycling der zurückgehenden Batterien führt zur Rückgewinnung von Metallschrott, Cadmium und Nickel, was mit dem Ziel der Ressourcenschonung (Regel 1) begründet werden kann. Außerdem greift auch hier im Grunde die oben schon bei der Diskussion des Cadmiumaufkommens in der Zinkindustrie angeführte Argumentation, dass es durchaus sinnvoll ist, Cadmium aus dem Stoffstrom auszuschleusen und zu deponieren. Falls es zu einem Verbot von Cadmium in Batterien kommt, wie es derzeit im Zusammenhang mit der neuen EU-Batterierichtlinie diskutiert wird, sollten die vorhandenen Recycling-Kapazitäten auch weiterhin zur Verfügung stehen, um das bestehende Cadmiumlager abzubauen zu können.

Ein erheblicher Anteil der gesammelten NiCd-Altbatterien, der nicht recycelt wird, gelangt auf Deponien. Es kann davon ausgegangen werden, dass diese Batterien den gesetzlichen Bestimmungen für schwermetallhaltige Reststoffe entsprechend beseitigt werden. Allerdings wird hierfür Deponieraum benötigt und die in den Batterien enthaltenen Metallressourcen werden nicht verwertet.

Das Recycling von PVC ist zum einen wegen der Kontrolle des Cadmiums, zum anderen aus Ressourcenschutzgründen (PVC) durchaus sinnvoll. Aus dem recycelten PVC werden wieder neue Fensterprofile hergestellt, so dass das Auftreten von Cadmium auf diesen Anwendungsbereich beschränkt bleibt. Außerdem werden die Schwermetalle während des Recycling-Prozesses und während der erneuten Anwendung nicht direkt in die Umwelt freigesetzt. Das Recycling von PVC-Material, das diese Schwermetalle enthält, verschiebt jedoch die endgültige Entsorgung auf eine spätere Phase, was mit Problemen verbunden sein kann [EU 2000]. Die Zumischung von nicht cadmiumhaltigem Neu-PVC beim Alt-Fensterrecycling führt außerdem dazu, dass sich die Cadmiumkonzentration in den Fensterprofilen immer weiter verringert. Damit wird es immer schwieriger, das Cadmium vollständig dem Stoffstrom zu entziehen.

9.3.4 Cadmium in Siedlungsabfällen – Deponierung und thermische Abfallbehandlung

Batterien, die trotz vorhandener Erfassungssysteme³⁹ in den Siedlungsabfall gelangen, können Probleme erzeugen. Abschätzungen zu den Cadmiumfrachten in den Siedlungsabfällen deuten darauf hin, dass die NiCd-Batterien maßgeblich für den Cadmiumgehalt in den Siedlungsabfällen verantwortlich sind. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass Elektronikschrott (ohne NiCd-Batterien) und PVC-Abfälle ebenfalls Eintragspfade für Cadmium sind.

Etwa die Hälfte der jährlich anfallenden Siedlungsabfälle zur Beseitigung wurde bislang deponiert. Die in diesem Teilstrom sich befindenden NiCd-Batterien können auf den Deponien Altlastenprobleme erzeugen. Belastungen der Böden und Sickerwässer sind langfristig nicht auszuschließen. Mit diesen Belastungen werden möglicherweise zukünftige Generationen konfrontiert, was unter Nachhaltigkeitsgesichtspunkten gegen die intergenerative Verantwortung verstößt.

Der größte Teil des Alt-PVC wird bislang deponiert [EU 2000]. Dabei werden PVC-Polymere auf mit Boden abgedeckten Deponien derzeit als stabil angesehen und PVC-Produkten wird im Vergleich zu anderen Schwermetallquellen auf der Deponie keine wesentliche Rolle beigemessen [Mersiowsky et. al. 1999]. Diese Einschätzung müsste jedoch in einer längerfristigen und umfassenden Nachhaltigkeitsperspektive problematisiert werden. Beispielsweise kann im PVC enthaltenes Cadmium in das Sickerwasser gelangen.

Ab Juni 2005 ist in Deutschland allerdings eine Deponierung unbehandelter Siedlungsabfälle nach der Abfallablagerungsverordnung nicht mehr möglich. Dies wird sich sowohl auf den weiteren Verbleib der NiCd-Batterien als auch der PVC-Produkte aus den Siedlungsabfällen auswirken. Der Anteil der Siedlungsabfälle zur Beseitigung, der thermisch behandelt wird, wird sich deutlich erhöhen. In welchem Maße Siedlungsabfälle zur Beseitigung vor einer Behandlung (in Müllverbrennungsanlagen, mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen) einer mechanischen Sortierung unterzogen und damit NiCd-Batterien und PVC-Produkte ausgeschleust und anderweitig entsorgt werden, wird wesentlich durch das regionale Entsorgungskonzept bestimmt. Des Weiteren ist zu berücksichtigen, dass die Effektivität der Abtrennung von Batterien vom verwendeten Sortierverfahren abhängt. Nach [ARGUS 2004], wo auf eine GRS-Studie zu Untersuchungen an MBA-Anlagen Bezug genommen wurde, können in den Sortierresten durchaus noch Batterien verbleiben, die dann eine Belastung für den Restabfall darstellen können. Dieser Restabfall wird nach Durchlaufen der biologischen Stufe entweder deponiert oder einer MVA zugeführt.

Die andere Hälfte der Siedlungsabfälle zur Beseitigung und damit die darin enthaltenen NiCd-Batterien und PVC-Produkte werden bislang thermisch behandelt. Cadmium befindet sich nach der Verbrennung in der Regel weitgehend (75-90%) in den abgeschiedenen Filterstäuben, nur ein kleiner Teil (10-25%) gelangt in die Schlacken. Es ist unklar, wieviel Cadmium in den Batteriekörpern verbleibt und damit in die Schlackeaufbereitung gelangt, um mit der Metallschrottfraktion größtenteils an die Metallschrottaufbereiter und Metallhütten weitergereicht zu werden.

Cadmium, aber auch andere Schwermetalle aus PVC und NiCd-Batterien belasten somit die Rückstände der thermischen Abfallbehandlung. Steht der Beseitigungsaspekt im Vordergrund, sind die anfallenden Filterstäube, die Senken für Cadmium aus Siedlungsabfällen dar-

³⁹ Trotz erheblicher Anstrengungen, die Erfassungsquoten zu erhöhen, wird auch zukünftig nicht auszuschließen sein, dass ein gewisser Teil der Altbatterien in den Siedlungsabfall gelangt.

stellen, ordnungsgemäß zu deponieren. Damit ist das Cadmium dem Stoffkreislauf entzogen. Allerdings tritt dabei die Regel 1 in den Hintergrund. Soll der Verwertungsaspekt in den Mittelpunkt rücken, was insbesondere unter dem Gesichtspunkt einer zukünftigen deponiefreien Siedlungsabfallwirtschaft zu erwarten ist, gelangen die Schlacken in den Straßenbau. Hier kann nicht ausgeschlossen werden, dass langfristig eine Belastung des Grundwassers eintritt. Zudem ist auch hier wieder die „Kontrolle“ des weiteren Verbleibs von Cadmium erschwert bzw. nahezu unmöglich. Ziel sollte es daher sein, die Rückstände der MVA möglichst schwermetallarm zu halten, um so eine Verwertung zu ermöglichen, die mit geringen potentiellen Umweltgefährdungen verbunden ist.

Die bisher diskutierten thermischen, nasschemischen oder mikrobiologischen Behandlungsverfahren für Filterstäube, die eine Immobilisierung oder Abtrennung der Schwermetalle bewirken sollen [Hallgren/Strömberg 2004], sind in der Regel mit einem hohen ökonomischen Aufwand verbunden. Inwieweit die Implementierung solcher Technologien im Einklang mit den Regeln 1 und 2 steht, müsste näher analysiert werden. Darüber hinaus könnte dies möglicherweise Konflikte mit Regel 6 nach sich ziehen.

9.4 Schlussfolgerungen

Die langfristige Perspektive ist eines der zentralen und unbestrittenen Grundprinzipien des Nachhaltigkeitsleitbildes, sie stellt zugleich eine Notwendigkeit angesichts der Beschaffenheit des Systems Abfallwirtschaft und der hier anzutreffenden Stoffe, Produkte, Prozesse und Handlungsmuster dar. Die Forderung einer ganzheitlichen, integrativen Betrachtung leitet sich zunächst aus dem Gerechtigkeitspostulat ab, da Gerechtigkeitsfragen die ökologische, ökonomische, soziale und institutionelle Dimension gesellschaftlicher Entwicklung in gleichem Maße betreffen. Alle diese Aspekte spielen aber auch bei der Entstehung der gegenwärtigen Grundstrukturen des Systems Abfallwirtschaft, bei der Verursachung bestimmter Phänomene und Probleme sowie bei der Entwicklung und Bewertung von Handlungsstrategien eine wesentliche Rolle. Mit der globalen Perspektive sind schließlich vor allem Fragen der intragenerativen Gerechtigkeit angesprochen. Zum einen sind für alle Menschen weltweit die Voraussetzungen für vergleichbare Handlungs- und Entwicklungsmöglichkeiten zu schaffen, was sich u. a. auf die Nutzungsmöglichkeiten natürlicher, aber auch anderer gesellschaftlicher Ressourcen bezieht. Zum anderen müssten bei der Formulierung nationaler Ziele oder handlungsstrategischer Grundprinzipien – wie etwa im Bereich der Klimapolitik geschehen – globale Ziele als Ausgangspunkt und Orientierung zu Grunde gelegt werden.

Aus den Analysen zu den aufgeführten Beispielen lassen sich vier grundlegende Probleme bzw. Zielkonflikte identifizieren, die einer genaueren Klärung bedürfen.

1. Für den Umgang mit Cadmium bestehen grundsätzlich drei Möglichkeiten: Die Vermeidung der Entstehung von Cadmium an der „Quelle“ durch die Einstellung der primären Zinkproduktion, das sofortige Deponieren des bei der Zinkproduktion erzeugten Cadmiums sowie der Eintrag von Cadmium in Produkte und damit die potentiell umwelt- und gesundheitsrelevante Verteilung in die verschiedenen Systeme. Derzeit dominiert eindeutig die zuletzt genannte Alternative, verbunden mit verschiedenen technischen und politischen Kontroll- und Steuerungsmechanismen. Dennoch bestehen u. a. die oben aufgeführten Probleme. Wenn zur Lösung dieser Probleme die beiden anderen Strategieoptionen umgesetzt werden sollten, müssten andere Aspekte betrachtet werden: Beispielsweise müssten bei der ersten Option sowohl funktionsäquivalente alternative Materialien für Zink mit all den Implikationen, die diese Substitute mit sich bringen, als auch mögliche

ökonomische oder andere Konsequenzen berücksichtigt und analysiert werden. Im Falle der Option der unmittelbaren Deponierung müssten etwa Aspekte der möglicherweise erst langfristig eintretenden und heute vielfach noch unbekanntem Umwelt- und Gesundheitsauswirkungen des Deponierens sowie die für die verschiedenen Sicherheitsmaßnahmen erforderlichen ökonomischen Aufwendungen berücksichtigt werden. Angesichts der Tatsache, dass alle drei Optionen offenkundig als nicht optimal einzuschätzen sind, wäre also nach geeigneten Kombinationen zu suchen, die auch regionale Gegebenheiten berücksichtigen.

2. Die relative Langlebigkeit der Produkte, in denen Cadmium enthalten ist (wie NiCd-Akkumulatoren oder PVC-Fenster), führt zum Aufbau eines Lagers von Cadmium und weiterer Materialien. Lager werden derzeit in der wissenschaftlichen und politischen Debatte häufig als „Rohstoffquelle der Zukunft“ bezeichnet und damit eher positiv bewertet. Dieser Einschätzung stehen insbesondere für Cadmium verschiedene, oben bereits angesprochene Probleme entgegen. Dabei ist darauf hinzuweisen, dass die gegenwärtige Strategie des Fokussierens auf Sammel- und Verwertungsmaßnahmen diese Probleme nur zum Teil lösen kann. Diese sind primär auf das Ziel der geordneten Entsorgung der Produkte gerichtet, der Aspekt des Abbaus des Lagers spielt dabei nur eine untergeordnete Rolle. Wenn man sich einer eher kritischen Position hinsichtlich der Existenz eines solchen Lagers anschließen würde, bestünden vor diesem Hintergrund prinzipiell zwei Möglichkeiten, einen Lagerabbau zu erreichen: erstens die Reduzierung bzw. Unterbindung des Zuflusses in das Lager. Dies kann über ein Verbot der Herstellung und Nutzung bestimmter Produkte oder über eine Einschränkung bestimmter Anwendungsformen von Cadmium geschehen. Die zweite Strategie wäre, dafür zu sorgen, dass der Abfluss aus dem Lager größer ist als der Zufluss. Dies könnte beispielsweise über die Schaffung gezielter (ökonomischer) Anreize für die Rückgabe insbesondere von gehorteten Produkten (im Fall der Akkumulatoren) geschehen, etwa über die Einführung eines Pfands oder vergleichbarer Mechanismen.
3. In der derzeitigen vor allem politischen Diskussion wird dem generellen Ziel der (geschlossenen) Kreislaufführung (vor allem im Kreislaufwirtschaftsgesetz) und damit in der Praxis der werkstofflichen Verwertung – soweit ökologisch am günstigsten und ökonomisch und technisch möglich – Priorität beigemessen. Im Anwendungsfall der PVC-Fenster führt dies in der gegenwärtigen Recyclingpraxis zu einer sukzessiven Verdünnung des Cadmiums in den daraus hergestellten Fenstern. Damit würde der erforderliche Aufwand, das in den Fenstern enthaltene Cadmium dem Wirtschaftskreislauf zu entziehen (falls dahingehende politische Ziele formuliert würden), entsprechend größer werden. Um die Frage beantworten zu können, inwieweit eine Kreislaufführungsstrategie tatsächlich auch unter Nachhaltigkeitsgesichtspunkten vorteilhaft gegenüber Alternativen zu bewerten wäre, sind weitere detaillierte Analysen erforderlich. Des Weiteren hat sich gezeigt, dass eine vollständige Kreislaufführung nicht möglich ist. Bei jedem Verarbeitungsschritt innerhalb der Kreislaufführung geht ein gewisser Anteil des betrachteten Stoffs dem Kreislauf verloren. Darüber hinaus geht auch ein bestimmter Anteil des betrachteten Produkts dem Kreislauf verloren, beispielsweise durch Export oder durch unvollständige Rücklaufsysteme.
4. Auch im Bereich der Abfallwirtschaft orientieren sich gesellschaftliche Akteure bei ihren Entscheidungen häufig vor allem an ökonomischen Kriterien und in eher kurzfristiger Perspektive. Im Falle der zinkherstellenden Unternehmen drückt sich dies darin aus, dass sie die strategische Entscheidung, das anfallende Cadmium entweder nicht weiter zu nutzen (also zu deponieren) oder es zur weiteren Verwendung in den (globalen) Wirtschaftskreislauf einzubringen, derzeit vornehmlich auf der Grundlage betriebswirtschaftlicher

Kriterien treffen. Andere Aspekte wie etwa reale oder potenzielle Umwelt- und Gesundheitsrisiken der unterschiedlichen Verteilung von Cadmium oder auch Fragen der Wahrnehmung internationaler Verantwortung spielen dabei eine untergeordnete Rolle. Deswegen ist es von entscheidender Bedeutung, wirksame gesellschaftliche und politische Rahmenbedingungen und Maßnahmen zu entwickeln und umzusetzen, die für die relevanten Akteure Anreize schaffen, sich in gewünschter Weise zu verhalten. Dies bedeutet vor allem die Berücksichtigung einer längerfristigen Perspektive, der internationalen Verantwortung und einer über ökonomische Aspekte hinaus gehenden ganzheitlicheren Sichtweise. In vielen Fällen sind solche Anreizmechanismen jedoch noch nicht vorhanden.

LITERATURVERZEICHNIS

- AGPU 2003: Arbeitsgemeinschaft PVC und Umwelt e.V. (2003): Persönliche Mitteilung.
- ARGUS 2004: Argus – Statistik und Informationssysteme in der Umwelt und Gesundheit GmbH: Kostenanalyse für ein Monitoring von NiCd-Batterien in festen Siedlungsabfällen; Methodischer Ansatz und Lösungsstrategie für ein zuverlässiges Monitoring einschließlich der zu erwartenden Kosten; Berlin Oktober 2004.
- BACCINI 1992: Baccini, P.; Belevi, H.; Lichtensteiger, T.: Die Deponie in einer ökologisch orientierten Volkswirtschaft; Forschung & Technik, GAIA, 1, (1992) Nr. 1, 34-49.
- BALZER 1996: Balzer, D.: Eintrag von Blei, Cadmium und Quecksilber in die Umwelt – Bilanzen über Verbrauch und Verbleib; Band 1 „Blei und Cadmium“. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit; Forschungsbericht 106 01 047, 1996.
- BALZER 2000: Balzer, D.: Persönliche Mitteilung.
- BALZER/RAUHUT 1991: Balzer, D.; Rauhut, A.: Cadmiumbilanz 1981-1989. Landesgewerbeanstalt Bayern, Nürnberg 1991.
- BAUMANN/MUTH 1993: Baumann, W.; Muth, A.: Abfallverhalten neuartiger Batterien: Mengen, Inhaltsstoffe; Verwertungs- und Behandlungsmethoden von Batterien ; Forschungsbericht des Umweltbundesamtes UBA-FB-10310610; Berlin, 1993.
- BAYLFU 2002: Bayrisches Landesamt für Umweltschutz BayLfU (Hrsg.): Restmüllanalysen – eine Grundlage eines nachhaltigen Stoffstrommanagements der Abfallwirtschaft, Fachtagung am 5. Dezember 2002, Augsburg.
- BAYRISCHES STAATSMINISTERIUM 2002: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen: „Müllverbrennung: Die thermische Behandlung von Abfällen“. In: Fachinformation Umwelt & Entwicklung Bayern 1/2002.
- BELEVI 1989: Belevi, H.; Baccini, P.: Long-term behavior of municipal solid waste landfills; Waste management & research (1989) 7, 43-56.
- BELEVI 1998: Belevi, H.: Environmental engineering of municipal solid waste incineration; EA-WAG (Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology), Dübendorf, Hochschulverlag AG der ETH Zürich, 1998.
- BERTRAM 2003: Bertram, H.-U.; Anforderungen an die Verwertung von mineralischen Abfällen, Vortrag beim „Sprechtage Baggergut der HTG“ Bremen, 20. Mai 2003.
- BH 2004: Persönliche Mitteilung einer deutschen Bleihütte.
- BMLF 1999: Bundesministerium für Landwirtschaft und Forsten; BMLF IV/2A/Hefler 1999; Gesetzliche Begrenzungen von Abwasseremissionen aus der Herstellung von Anorganischen Pigmenten (BGBl. II Nr. 6/1999).
- BRASSER ET AL. 1998: Brassier, Th.; Bahadir, M.; Schramm, W.: Erprobung und Anpassung ökotoxikologischer Methoden zur Bewertung UTD-relevanter Abfall-Eluate – Abschlußbericht 1998.
- CALMANO 1992: Calmano, W.; Hong, J.; Förstner, U.: Einfluss von pH und Redoxpotential auf die Bindung und Mobilisierung von Schwermetallen in kontaminierten Sedimenten. In: Vom Wasser, 78, 1992, 245-257.

- CMY 2004: Canadian Minerals Yearbook 2004 "Cadmium";
http://www.nrcan.gc.ca/mms/cmy/2004CMY_e.htm .
- COENEN/GRUNWALD 2003: Coenen, R.; Grunwald, A. (Hg.): Nachhaltigkeitsprobleme in Deutschland – Analyse und Lösungsstrategien. In der Reihe: Global zukunftsfähige Entwicklung – Perspektiven für Deutschland. edition sigma, Berlin 2003.
- COWI 2000: Drivsholm, D.; Maag, J.; Hansen, E.; Havelund, S.: Masseströmsanalyse for Cadmium. Miljøprojekt Nr. 557 2000, COWI for Miljøstirelsen, Kopenhagen, 2000.
- DAVID 2001: David, J.: Nickel-Cadmium and Nickel-Metal Hydride Battery Treatments. In: Pistoia, G., Wiaux, J.-P.; Wolsky, S.P. (Ed.): Used battery collection and recycling. Industrial Chemistry Library, Volume 10. Elsevier, 2001.
- DESTATIS 2000: Statistisches Bundesamt, 2000: Fachserie 7/2, Außenhandel nach Waren und Ländern. Dezember - Heft mit Jahresergebnissen. Metzler-Poeschel, Stuttgart. 1995-2000.
- DIN EN 1179 Zink und Zinklegierungen – Primärzink.
- EGGENBERGER/WABER 1997: Eggenberger, U.; Waber, H. N.: Characterisation and long term behaviour in landfills, BUWAL progress report, Bern, Schweiz 1997.
- ENDRIß 1997: Endriß, H.: Aktuelle organische Buntpigmente. Curt R. Vincentz Verlag, Hannover 1997.
- EPA 2000: U. S. Environmental Protection Agency; Cadmium Pigments Listings background document for the inorganic chemical listing determination, Washington, August 2000.
- EPER 2001: European Pollutant Emission Register; <http://www.eper.de>.
- EU 1999: Kommission der Europäischen Gemeinschaft: PVC in landfills. Studie im Auftrag der DG XI.E.3, bearbeitet von ARGUS gemeinsam mit der Universität Rostock (Prof. Spillmann, Carl Bro als) und Sigma Plan S.A. 1999.
- EU 2000: Kommission der Europäischen Gemeinschaft: Green Paper – Environmental issues of PVC. COM (2000) 469 final, Brussels 2000.
- EU 2003: Kommission der Europäischen Gemeinschaft: Directive of the European Parliament and of the Council on Batteries and Accumulators and Spent Batteries and Accumulators. Extended Impact Assessment. COM(2003)723 final, Brussels 2003.
- FAULSTICH 1996: Faulstich, M.: Reststoffschmelzverfahren. In: Handbuch „Entsorgung der Reststoffe und Abfälle aus unterschiedlichen Rauchgasreinigungssystemen“. Seminar in München am 7. und 8. Mai 1996. VDI Bildungswerk, BW 43-60-06.
- FÖRSTNER 1993: Förstner, U.; Kersten, M.: Literaturstudie zum Stand der Forschung bei den Anforderungen an die Abfallinertisierung und ihr Langzeitverhalten, TUHH, AB Umweltschutz, Hamburg 1993.
- FREMGEN/MEINKEN 2004a: Fremgen, B.; Meinken, K.: Einsatz aufbereiteter MVA-Schlacke als Baustoff auf Deponien – noch möglich trotz DepVerwV? Teil 1: In: Müll und Abfall 7 (2004), 364-370.
- FREMGEN/MEINKEN 2004b: Fremgen, B.; Meinken, K.: Einsatz aufbereiteter MVA-Schlacke als Baustoff auf Deponien – noch möglich trotz DepVerwV? Teil 2: In: Müll und Abfall 8 (2004), 364-372.

- FRICKE 2002: Fricke, J.: Batterien im Hausmüll – Ergebnisse und Konsequenzen einer bundesweiten Untersuchung, Vortrag anlässlich des 14. Kasseler Abfallforums am 24. April 2002..
www.grs-batterien.de .
- FRÖHLICH/SEWING 1995: Fröhlich, S.; Sewing, D.: The BATENUS process for recycling mixed battery waste. *J. Power Sources* 57, 27-30, 1995.
- GENEST/REIMANN 1985: Genest, W.; Reimann, D.: Die Abfallproblematik von Altbatterien, Teil II: Zusammensetzung und Abfallrelevanz. Vorschläge zur Lösung dieses Abfallproblems. In: *Müll und Abfall* 7/85 17. Jahrgang 1985; 217-224.
- GRISCHEK 2001: Grischek, H.: Untersuchungen zum Säurepufferverhalten von Abfällen und zur Stofffreisetzung aus gefluteten Deponien. Dissertation an der TU Dresden; Schriftreihe des Instituts für Abfallwirtschaft und Altlasten Band 15; Dresden, 2001.
- GRS 2006: Stiftung Gemeinsames Rücknahmesystem Batterien: Jahresbericht 2006 – Erfolgskontrolle. Hamburg, März 2006 (regelmäßig seit 2001).
- GRÜNBUCH 2000: Kommission der Europäischen Gemeinschaften, Grünbuch zur Umweltproblematik von PVC, KOM(2000) 469 endgültig, 26.7.2000, Brüssel.
- HALLGREN/STRÖMBERG 2004: Hallgren, C.; Strömberg, B.: Current methods to detoxify fly ash from waste incineration. *Svensk Fjärrvärme AB, TPS* 2004:1, ISSN 1402-5191.
- HARZ METALL 2004: Harz Metall GmbH (MetalEurop): Sicherheitsdatenblatt zu ungelagtem Wälzoxid; <http://www.harzer-zink.de/DEUTSCH/PRODUKTE/INDEX.HTM>.
- HEILMANN 2000: Heilmann, A.: Stoffstrommanagement für Abfälle aus Haushalten, Beiträge zu Abfallwirtschaft/Altlasten, Schriftreihe des Instituts für Abfallwirtschaft und Altlasten Technische Universität Dresden, Band 13.
- IPPC 1999: Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC), European Bureau: Best Available Techniques – Reference Document on the Production of Iron and Steel. European Commission, Directorate-General JRC.
- KEMPF/DEMMICH 1999: Kempf, W.-D.; Demmich, J.: ‚Aschen und Schlacken aus Stein- und Braunkohlefeuerungen sowie aus thermischen Abfallbehandlungsanlagen‘ und ‚Schlacken in der Metallurgie‘. Vorträge beim 35. Metallurgischen Seminar des Fachausschusses für Metallurgische Aus- und Weiterbildung der GDMB vom 17. bis 19. März 1999 in Aachen. Heft 83 der Schriftreihe der GDMB Gesellschaft für Bergbau, Metallurgie, Rohstoff- und Umwelttechnik.
- KERNEY 2003: Kerney, U.: Zinkrecycling im Harz – Aktuelle Entwicklungen.
In: *Erzmetall* 56 (2003), Nr. 6/7, 339-344.
- KOPFMÜLLER ET AL. 2005: Kopfmüller, J.; Sardemann, G.; Achternbosch, M.; Kupsch, Chr.; Bräutigam, K.-R.; Hartlieb, N.: Ressourcen- und Abfallmanagement für eine nachhaltige Entwicklung, dargestellt am Beispiel von Cadmium. In: *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 57(2005)7/8, S. 119-128.
- KÖSTER 2002: Köster, R.; Vehlow, J.: Verwertung von Schlacken aus der Abfallverbrennung. In: *Chemie in unserer Zeit*, 36. Jahrgang 2002; Nr. 2; 82-89
- KRASS ET AL. 1999: Krass, K. et al., „Anfall, Aufbereitung und Verwertung von Recycling-Baustoffen und industriellen Nebenprodukten im Wirtschaftsjahr 1997 – Teil 2: Industrielle Nebenprodukte“, *aus Straße + Autobahn* 9/99, Seite 473-478.

- KRÜMPELBECK 1999: Krümpelbeck, I.: Untersuchungen zum langfristigen Verhalten von Siedlungsabfalldeponien, Dissertation an der Gesamthochschule Wuppertal, 1999.
- LAGA 1994: Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA): Mitteilungen der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall Nr. 19: Merkblatt über die Entsorgung von Abfällen aus Verbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle vom 1. März 1994. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- MARB ET AL. 2002: Marb, C.; Hentschel, B.; Mallick, R.; Launer, M.; Bauer, U.; Gemeinhardt, C.; Gebser, V.; Sippel, C.: Verwertung von MV-Rostschlacke in Bauvorhaben, Bayrisches Landesamt für Umweltschutz, Augsburg 2002.
- MARB ET AL. 2004: Marb, C.; Przybilla, I.; Weigand, H.: Restmüllzusammensetzung, Schadstoffe und physikalisch-chemische Eigenschaften. Depotech 2004, Abfall- und Abfalltechnik, Altlasten, Abfallwirtschaft, Herausgeber: Lorber, K.; Staber, W.; Novak, J., Prochaska, M; Maier J.; Kastl, I.; Verlag Glückauf GmbH, Essen, S. 685-688.
- MARSH 2004: Marsh, P.: Lead Development Association International, London. Persönliche Mitteilung.
- MAST 1996: Mast, P.-G.: Einfluss der Abfallzusammensetzung auf Schadstoffgehalt und -menge der Verbrennungsrückstände, Phase I. Forschungsbericht 103 10 903 im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin 1996.
- MERSIOWSKY ET AL. 1999: Mersiowsky, I.; Stegmann, R.; Ejlertsson, J.: Long term behaviour of PVC products under soil-buried and landfill conditions. In: PRC – Plastics, Rubber and Composites 28: 321-326.
- MESTERS 2004: Mesters, K.: Bestimmungsverfahren zur Raumbeständigkeit von HMV-Aschen. In: VGB PowerTech 3/2004, 49-56.
- MORF ET AL. 2004: Morf L.; Reil E.; Ritter E.: Vier Jahre routinemäßiges Stoffstrommonitoring an der MVA Spittelau – Resultate und Erfahrungen aus der Praxis; Depotech 2004, Abfall- und Abfalltechnik, Altlasten, Abfallwirtschaft, Herausgeber: Lorber, K.; Staber, W.; Novak, J., Prochaska, M; Maier, J.; Kastl, I.; Verlag Glückauf GmbH, Essen, 685-688.
- MORROW/KEATING 1999: Morrow, H.; Keating, J.: Overview Paper on Effective Recycling of Ni-Cd Batteries. In: Series on Risk Management No. 8, Proceedings of the OECD Workshop on the Effective Collection and Recycling of Nickel-Cadmium Batteries. Lyon, France, 23-25 September 1997; ENV/JM/MONO(99)17; Paris 1999.
- MORROW 2003: Morrow, H.: Cadmium 2003 – Batteries, China and the European Commission. Metal Bulletin 14th International Minor Metals Seminar, Kowloon Shangri-La Hotel, Hong Kong, 12–13 March 2003.
- MORROW 2004: Morrow, H.: Cadmium. Mining Annual Review 2004. Mining Communications Ltd.
- MORROW 2005: Morrow, H.: Cadmium Markets and Trends September 2005; International Cadmium Association, Brussels; <http://www.icda.com>.
- NRIAGU 1989: Nriagu, J. O.: A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. In: Nature, 338, 47-48.
- ÖKOINSTITUT 2004: Dehoust, G.; Küppers, P.; Schmidt, G.; Neu, C.: Obertägige Verwertung immobilisierter Abfälle versus Versatz von Abfällen in Bergwerken –Vergleichende ökologische Bewertung unter besonderer Berücksichtigung der Langzeitsicherheit; Darmstadt, 17. März 2004.

- PFRANG-STOTZ/REICHELT 1999: Pfrang-Stotz, G.; Reichelt, J.: Charakterisierung und Bewertung von Müllverbrennungsanlagen unterschiedlicher Verfahrenstechnik. In: Müll und Abfall, 5, 1999, 262-267.
- PILLOT 2004: Pillot, C. (Avicenne Développement): The Worldwide Rechargeable Battery Market 2003-2008. Brussels, April 2004.
<http://www.rechargebatteries.org/MarketDataRechargeableBatteries.pdf>.
- POTTKAMP 2004: MetalEurop Weser, persönliche Mitteilung.
- PVC-PLUS 1999: PVC-plus Initiative der PVC Branche: Für Alt- und Neubauten - Fenster aus PVC. Produktinformation Nr.5, 10/99; www.pvcplus.de/fileadmin/download/prodinffenster.pdf.
- RECHARGE 2004: The Flow of Rechargeable Batteries in the Economy. The Case Study of Portable Nickel-Cadmium Batteries in Germany – Questions and Answers – Final Draft. Brussels, November 2004.
- RENTZ 1999 a: Rentz, O.; Hähr, St.; Schultmann, F.: Report on Best Available Techniques (BAT) in German Zinc and Lead Production. Deutsch-Französisches Institut für Umweltforschung (DFIU) der Universität Karlsruhe (TH), Februar 1999, Forschungsprojekt 109 05 006 des Umweltbundesamtes.
- RENTZ 1999 b: Rentz, O.; Hähr, St.; Jochum, R.; Geldermann, J. Krippner, M.; Schultmann, F.: Exemplarische Untersuchung zum Stand der praktischen Umsetzung des integrierten Umweltschutzes in der Metallindustrie und Entwicklung von generellen Anforderungen. Deutsch-Französisches Institut für Umweltforschung (DFIU) der Universität Karlsruhe (TH), Dezember 1999, Forschungsprojekt 296 94 006 des Umweltbundesamtes.
- RENTZ 2001: Rentz, O., B. Engels, F. Schultmann: Untersuchung von Batterieverwertungsverfahren und -anlagen hinsichtlich ökologischer und ökonomischer Relevanz unter besonderer Berücksichtigung des Cadmiumproblems. UBA - Forschungsprojekt 299 35 330. Deutsch-Französisches Institut für Umweltforschung Universität Karlsruhe im Auftrag des Umweltbundesamtes, Karlsruhe, 2001.
- RIEDEL 2004: Riedel, H.: Müllverbrennungsschlacken: umwelt- und verwertungsrelevante Eigenschaften. In: VGB PowerTech 3/2004; 42-56.
- RIGBY/ARNOLD 1999: Rigby, M.; Arnold, G. H. (Michael Rigby Associates, UK): The PVC-U Window market in Europe – An Analysis of some Key Issues Affecting Company Performance. <http://www.521621.com/marketinfo/articles/berlin/>
- RIGBY 2006: Rigby, M. (Michael Rigby Associates, UK): PVC-U Window and Profile Markets in Europe. <http://www.521621.com/pages/research/market/europe05/index.html>
- ROTTER 2002: Rotter, S.: Schwermetalle in Haushaltsabfälle. Beiträge zu Abfallwirtschaft/Altlasten; Schriftreihe des Instituts für Abfallwirtschaft und Altlasten der Technischen Universität Dresden, Band 27, 2002.
- RYDH 2001: Rydh, C. J.: Environmental Assessment of Battery Systems in Life Cycle Management. Thesis for the degree of licentiate of philosophy. Department of Technology, University of Kalmar, Göteborg, 2001.
- RYDH 2003: Rydh, C. J., and B. Svärd: Impact on global metal flows arising from the use of portable rechargeable batteries. In: Sci. Total Environ. 302, 167 – 184, 2003.
- STABU 1995-2000: Statistisches Bundesamt: Außenhandel nach Waren und Ländern (Spezialhandel) – (Fachserie 7: Außenhandel, Reihe 2). Verlag Metzler-Poeschel, Stuttgart. Einzelbände der Außenhandelsstatistiken für die Jahre 1995-2000.

- STEIGER 2003: Steiger, U.: Erhebung der Kehrrechtzusammensetzung 2001/02. Schriftreihe Umwelt Nr. 356, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern, 2003.
- TECKOMINCO 2005: Wilson, R.: Cadmium. Proceedings of the Conference on Minor Metals, Lisbon, Portugal, 1st-3rd June 2005.
- TRAR 2003: European Union Risk Assessment Report Cadmium Oxide and Cadmium Metal, Part I – Environment. 3rd Priority List Vol : 72. Brussels, 2003.
http://ecb.jrc.it/DOCUMENTS/Existing-Chemicals/RISK_ASSESSMENT/DRAFT/R303_0307_env_hh.pdf
- UBA 1998: Umweltbundesamt: Persönliche Mitteilung, 1998.
- ULLMANN 2005: Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry; Release 2005; 7th Edition, Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, Berlin.
- VEHLOW ET AL. 2001: Vehlow, J.; Bergfeld, B.; Geisert, H: Wechselwirkung zwischen Wasser und Reststoffen der Abfallverbrennung. In: FZK-Nachrichten, Forschungszentrum Karlsruhe, Jahrg.33 1/2001; 31-39.
- VINYL2010 2002: Freiwillige Selbstverpflichtung zum nachhaltigen Wirtschaften der PVC-Branche – Fortschrittsbericht 2001 sowie Vinyl 2010 – Fortschrittsbericht 2002
http://www.vinyl2010.org/images/stories/PR/2001/PR2001_de.pdf;
http://www.vinyl2010.org/images/stories/PR/2002/PR2002_de.pdf.
- VKE 1999: Verband der Kunststoffhersteller e.V.: Verbrauch von Kunststoffen im Bau in Westeuropa 1998. VKE Arbeitsausschuss Statistik und Marktforschung.
<http://www.vke.de/download/pdf/sonderbau.pdf?PHPSESSID=6fcc570820537829bd0e38e1ee24e8b7>
- VKE 2005: Verband der Kunststoffhersteller e.V.: Persönliche Mitteilung, 2005.
- WEDEPOHL 1991: Wedepohl, K.H.: The composition of the upper earth crust and the natural cycles of selected metals. Metals in natural raw materials. Natural resources. In: Merian, E. (Ed.); Metals and Their Compounds in the environment – Occurrence, Analysis and Biological Relevance. Pp. 3 – 18. VCH-Verlagsgesellschaft Weinheim. New York, Basel, Cambridge.
- WIAUX 2001: Wiaux, J.-P.: Portable rechargeable batteries in Europe: Sales, using, hoarding, collection and recycling. In: Pistoia, G.; Wiaux, J.-P.; Wolsky, S.P. (Ed.): Used battery collection and recycling. Industrial Chemistry Library, Volume 10. Elsevier, London 2001.
- WIAUX 2002: Wiaux, J.-P. (CollectNiCd): Rechargeable Ni-Cd Batteries in Western Europe. Market evaluation. Summary prepared by J.-P. Wiaux. Brussels, 2002.
- WIAUX 2004: Wiaux, J.-P. (CollectNiCd): Persönliche Mitteilung, 2004.
- WVM 2004: Wirtschaftsvereinigung Metalle (WVM) Düsseldorf, <http://www.wvmetalle.de/>.
- ZWAHR 2005 a. Zwahr, H.; MV-Schlacke – mehr als nur ein ungeliebter Baustoff? In: Müll und Abfall 3 (2005), 114-122.
- ZWAHR 2005 b: Zwahr, H. Persönliche Mitteilung 2005.

VERZEICHNIS DER ZITIERTEN GESETZE, VERORDNUNGEN UND SELBSTVERPFLICHTUNGEN

EUROPÄISCHE GESETZGEBUNG:	
Richtlinie 67/548/EWG des Rates vom 27. Juni 1967 zur Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften für die Einstufung, Verpackung und Kennzeichnung gefährlicher Stoffe <i>Amtsblatt Nr. 196 vom 16/08/1967 S. 0001 - 0005</i>	http://www.stdtblume.de/info-rom/europa/1967/67_548f.htm
Richtlinie 76/769/EWG des Rates vom 27. Juli 1976 zur Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften der Mitgliedstaaten für Beschränkungen des Inverkehrbringens und der Verwendung gewisser gefährlicher Stoffe und Zubereitungen <i>Amtsblatt Nr. L 262 vom 27/09/1976 S. 0201 - 0203</i>	http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31976L0769:DE:HTML http://www.gaa.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/164952_J_03.pdf
Entschließung des Rates vom 25. Januar 1988 über ein gemeinschaftliches Aktionsprogramm zur Bekämpfung der Umweltverschmutzung durch Cadmium <i>Amtsblatt Nr. C 030 vom 04/02/1988 S. 0001 - 0001</i>	http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31988Y0204(03):DE:HTML
Richtlinie 91/157/EWG des Rates vom 18. März 1991 über gefährliche Stoffe enthaltende Batterien und Akkumulatoren <i>Amtsblatt Nr. L 078 vom 26/03/1991 S. 0038 - 0041</i>	http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31991L0157:DE:HTML http://www.umwelt.sachsen.de/flug/Sabfaweb/sabfaweb-nt/print/91_157_EWG.pdf
Richtlinie 91/338/EWG des Rates vom 18. Juni 1991 zur zehnten Änderung der Richtlinie 76/769/EWG zur Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften der Mitgliedstaaten für Beschränkungen des Inverkehrbringens und der Verwendung gewisser gefährlicher Stoffe und Zubereitungen <i>Amtsblatt Nr. L 186 vom 12/07/1991 S. 0059 - 0063</i>	http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31991L0338:DE:HTML
Richtlinie 94/62/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 20. Dezember 1994 über Verpackungen und Verpackungsfälle <i>Amtsblatt Nr. L 365 vom 31/12/1994 S. 0010 - 0023</i>	http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31994L0062:DE:HTML
Richtlinie 98/101/EG der Kommission vom 22. Dezember 1998 zur Anpassung der Richtlinie 91/157/EWG des Rates über gefährliche Stoffe enthaltende Batterien und Akkumulatoren an den technischen Fortschritt <i>Amtsblatt Nr. L 001 vom 05/01/1999 S. 0001 - 0002</i>	http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31998L0101:DE:HTML http://www.kfi.de/amtsblatt_1/Amtsblatt%20DE/D/1999/991_001.pdf
Richtlinie 1999/31/EG des Rates vom 26. April 1999 über Abfalldeponien <i>Amtsblatt Nr. L 182 vom 16/07/1999 S. 0001 - 0019</i>	http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31999L0031:DE:HTML http://www.umwelt-online.de/regelwerk/eu/95_99/99_31gs.htm

<p>1999/177/EG: Entscheidung der Kommission vom 8. Februar 1999 zur Festlegung der Bedingungen, unter denen die in der Richtlinie 94/62/EG über Verpackungen und Verpackungsmüll festgelegten Schwermetallgrenzwerte nicht für Kunststoffkästen und -paletten gelten (Bekanntgegeben unter Aktenzeichen K(1999) 246) <i>Amtsblatt Nr. L 056 vom 04/03/1999 S. 0047 – 0048</i></p>	<p>http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31999D0177:DE:HTML</p>
<p>Richtlinie 2000/53/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. September 2000 über Altfahrzeuge <i>Amtsblatt Nr. L 269 vom 21/10/2000 S. 0034 - 0043</i></p>	<p>http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32000L0053:DE:HTML</p>
<p>Richtlinie 2002/95/EG vom 27. Januar 2003 des Europäischen Parlaments und des Rates zur Beschränkung der Verwendung bestimmter gefährlicher Stoffe in Elektro- und Elektronikgeräten <i>Amtsblatt Nr. L 037 vom 13/02/2003 S. 0019 – 0023</i></p>	<p>http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2003:037:0019:0023:DE:PDF</p>
<p>Richtlinie 2002/96/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 27. Januar 2003 über Elektro- und Elektronik-Altgeräte - Gemeinsame Erklärung des Europäischen Parlaments, des Rates und der Kommission zu Artikel 9 <i>Amtsblatt Nr. L 037 vom 13/02/2003 S. 0024 - 0039</i></p>	<p>http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32002L0096:DE:HTML</p>
<p>GRÜNBUCH zur Umweltproblematik von PVC Kommission der Europäischen Gemeinschaft, Brüssel, den 26.7.2000 KOM(2000) 469 endgültig.</p>	<p>http://ec.europa.eu/environment/waste/pvc/de.pdf</p>

DEUTSCHE GESETZGEBUNG:	
GESETZE	
<p>Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten – BBodSchG – Bundes-Bodenschutzgesetz vom 17. März 1998 – (BGBl. I S. 502), zuletzt geändert durch Artikel 3 des Gesetzes vom 9. Dezember 2004 (BGBl. I S. 3214)</p>	<p>http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/bbodschg/gesamt.pdf</p>
<p>Gesetz zum Schutz vor gefährlichen Stoffen – ChemG – Chemikaliengesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 20. Juni 2002 (BGBl. I S. 2090), zuletzt geändert durch Artikel 3 § 2 des Gesetzes vom 13. Dezember 2007 (BGBl. I S. 2930)</p>	<p>http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/chemg/gesamt.pdf</p>
<p>Gesetz über das Inverkehrbringen, die Rücknahme und die umweltverträgliche Entsorgung von Elektro- und Elektronikgeräten – ElektroG – Elektro- und Elektronikgerätegesetz vom 16. März 2005 (BGBl. I S. 762), zuletzt geändert durch Artikel 3 des Gesetzes vom 19. Juli 2007 (BGBl. I S. 1462)</p>	<p>http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/elektrog/gesamt.pdf</p>
<p>Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen – KrW-/AbfG – Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz vom 27. September 1994 (BGBl. I S. 2705), zuletzt geändert durch Artikel 2 des Gesetzes vom 19. Juli 2007 (BGBl. I S. 1462)</p>	<p>http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/krw-abfg/gesamt.pdf</p>
VERORDNUNGEN	
<p>Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen – AbfAbIV – Abfallablagungsverordnung vom 20. Februar 2001 (BGBl. I S. 305), zuletzt geändert durch Artikel 1 der Verordnung vom 13. Dezember 2006 (BGBl. I S. 2860)"</p>	<p>http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/abfabiv/gesamt.pdf</p>
<p>Verordnung über die Überlassung, Rücknahme und umweltverträgliche Entsorgung von Altfahrzeugen – AltfahrzeugV – Altfahrzeug-Verordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 21. Juni 2002 (BGBl. I S. 2214), zuletzt geändert durch Artikel 364 der Verordnung vom 31. Oktober 2006 (BGBl. I S. 2407)" (Umsetzung der Richtlinie 2000/53/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. September 2000 über Altfahrzeuge)</p>	<p>http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/altautov/gesamt.pdf http://www.kerp.at/fileadmin/_dokumente/service/ELY-Richtlinie_de.pdf</p>
<p>Verordnung über die Rücknahme und Entsorgung gebrauchter Batterien und Akkumulatoren – BattV – Batterieverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 2. Juli 1001 (BGBl. I S.1486), geändert durch Artikel 7 des Gesetzes vom 9. September 2001 (BGBl. I S. 2331)"</p>	<p>http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/battv/gesamt.pdf http://www.gewerbeaufsicht.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/16033/2_2_17.pdf</p>

<p>Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung – BBodSchV – vom 12. Juli 1999 (BGBl. I S. 1554), geändert durch Artikel 2 der Verordnung vom 23. Dezember 2004 (BGBl. I S. 3758)"</p>	<p>http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/bbodschtv/gesamt.pdf</p>
<p>Verordnung über Verbote und Beschränkungen des Inverkehrbringens gefährlicher Stoffe, Zubereitungen und Erzeugnisse nach dem Chemikaliengesetz – ChemVerbotsV – Chemikalien-Verbotsverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 13. Juni 2003 (BGBl. I S. 867), zuletzt geändert durch Artikel 1 der Verordnung vom 12. Oktober 2007 (BGBl. I S. 2382)"</p>	<p>http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/chemverbotstv/gesamt.pdf</p>
<p>Verordnung zum Schutz vor Gefahrstoffen – GefStoffV – Gefahrstoffverordnung vom 23. Dezember 2004 (BGBl. I S. 3758, 3759), zuletzt geändert durch Artikel 2 der Verordnung vom 12. Oktober 2007 (BGBl. I S. 2382)</p>	<p>http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/gefstoffv_2005/gesamt.pdf</p>
<p>Rahmen-Abwasser-Verwaltungsvorschrift über Mindestanforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer; Fassung vom 31. Juli 1996 (GMBL 1996 S. 729) <i>ersetzt durch</i> Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer – AbwV – in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Juni 2004 (BGBl. I S.1108, 2625), geändert durch Artikel 1 der Verordnung vom 19. Oktober 2007 (BGBl. I S.2461)</p>	<p>http://www.umwelt-online.de/recht/wasser/wbg/rahm_vwv/vwv01.htm http://www.bgbportal.de/BGBl/bgblI/b101049f.pdf http://bundesrecht.juris.de/bundesrecht/abwv/gesamt.pdf http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/abwv/gesamt.pdf</p>
<p>Verordnung über die Vermeidung und Verwertung von Verpackungsabfällen – VerpackV – Verpackungsverordnung vom 21. August 1998 (BGBl. I S. 2379), zuletzt geändert durch Artikel 1 u. Artikel 2 der Verordnung vom 2. April 2008 (BGBl. I S. 531)"</p>	<p>http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/verpackv_1998/gesamt.pdf</p>
<p>Verordnung über den Versatz von Abfällen unter Tage – VersatzV – Versatzverordnung vom 24. Juli 2002 (BGBl. I S. 2833), zuletzt geändert durch Artikel 11 des Gesetzes vom 15. Juli 2006 (BGBl. I S. 1619)</p>	<p>http://www.bmu.de/abfallwirtschaft/doc/6686.php http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/versatzv/gesamt.pdf</p>
<p>SONSTIGES</p>	
<p>Betriebsplanpflicht nach §§ 51, 52 BBergG:</p>	<p>http://norm.bverwg.de/iur.php?bbergg.51</p>
<p>GAP-Konzept:</p>	<p>http://www.lava.de/pub/kostenlos/gw/GAP-Papier06-02NEU.pdf</p>
<p>LAGA Mitteilung 20:</p>	<p>http://www.laga-online.de/mitteilungen/docs/AllgTeil%20Endfassung%20031106.pdf</p>
<p>Technischen Anleitung Siedlungsabfall (TASi)</p>	<p>http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/tasi_ges.pdf</p>