

Assessment of Buildings and Constructions (ABC) – Disposal

Maßzahlen für die Entsorgungseigenschaften von Gebäuden
und Konstruktionen für die Lebenszyklusbewertung

H. Mötzl, C. Pladerer et al.

Berichte aus Energie- und Umweltforschung

28/2010

Impressum:

Eigentümer, Herausgeber und Medieninhaber:
Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie
Radetzkystraße 2, 1030 Wien

Verantwortung und Koordination:
Abteilung für Energie- und Umwelttechnologien
Leiter: DI Michael Paula

Liste aller Berichte dieser Reihe unter <http://www.nachhaltigwirtschaften.at>

Assessment of Buildings and Constructions (ABC) – Disposal

Maßzahlen für die Entsorgungseigenschaften von
Gebäuden und Konstruktionen für die
Lebenszyklusbewertung

Mag^a. Hildegund Mötzl
Österreichisches Institut für Baubiologie
und -ökologie (IBO)

in Kooperation mit
Österreichisches Ökologie-Institut

Wien, Dezember 2009

Ein Projektbericht im Rahmen der Programmlinie



Impulsprogramm Nachhaltig Wirtschaften

Im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr, Innovation und Technologie

Vorwort

Der vorliegende Bericht dokumentiert die Ergebnisse eines beauftragten Projekts aus der Programmlinie *Haus der Zukunft* im Rahmen des Impulsprogramms *Nachhaltig Wirtschaften*, welches 1999 als mehrjähriges Forschungs- und Technologieprogramm vom Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie gestartet wurde.

Die Programmlinie *Haus der Zukunft* intendiert, konkrete Wege für innovatives Bauen zu entwickeln und einzuleiten. Aufbauend auf der solaren Niedrigenergiebauweise und dem Passivhaus-Konzept soll eine bessere Energieeffizienz, ein verstärkter Einsatz erneuerbarer Energieträger, nachwachsender und ökologischer Rohstoffe, sowie eine stärkere Berücksichtigung von Nutzungsaspekten und Nutzerakzeptanz bei vergleichbaren Kosten zu konventionellen Bauweisen erreicht werden. Damit werden für die Planung und Realisierung von Wohn- und Bürogebäuden richtungsweisende Schritte hinsichtlich ökoeffizientem Bauen und einer nachhaltigen Wirtschaftsweise in Österreich demonstriert.

Die Qualität der erarbeiteten Ergebnisse liegt dank des überdurchschnittlichen Engagements und der übergreifenden Kooperationen der Auftragnehmer, des aktiven Einsatzes des begleitenden Schirmmanagements durch die Österreichische Gesellschaft für Umwelt und Technik und der guten Kooperation mit der Österreichischen Forschungsförderungsgesellschaft bei der Projektabwicklung über unseren Erwartungen und führt bereits jetzt zu konkreten Umsetzungsstrategien von modellhaften Pilotprojekten.

Das Impulsprogramm *Nachhaltig Wirtschaften* verfolgt nicht nur den Anspruch, besonders innovative und richtungsweisende Projekte zu initiieren und zu finanzieren, sondern auch die Ergebnisse offensiv zu verbreiten. Daher werden sie in der Schriftenreihe publiziert, aber auch elektronisch über das Internet unter der Webadresse <http://www.HAUSderZukunft.at> Interessierten öffentlich zugänglich gemacht.

DI Michael Paula

Leiter der Abt. Energie- und Umwelttechnologien

Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie

1. ABC – Disposal

Assessment of Building and Construction (ABC) – Disposal

Maßzahlen für die Entsorgungseigenschaften von Gebäuden und Konstruktionen für die Lebenszyklusbewertung

Synopsis

Die Entsorgung von Baumaterialien am Ende des Lebenswegs von Gebäuden soll bereits in der Planung ökologisch bewertet werden. Dafür werden Massenbilanzen auf Basis von Rückbauszenarien erstellt. Die Bewertung erfolgt quantitativ und qualitativ. Die Ergebnisse sollen im Gebäudezertifizierungssystem TQB und auf Haus-der-Zukunft-Demonstrationsprojekten angewandt werden.

The ecological performance of building materials at the end of a buildings' life cycle should be assessed already in the planning phase. For that reason mass balances are produced basing on demolition scenarios. The processes for disposal are assessed quantitatively and qualitatively. The results shall be adopted in the building assessment tool Total Quality Building and on demonstration projects of the programme Building of Tomorrow.

Projektleiterin

Mag. Hildegund Mötzl

Institut/Unternehmen

IBO – Österreichisches Institut für Baubiologie und -ökologie GmbH, Alserbachstraße 5/8, 1090 Wien, www.ibo.at

Projektpartner

OOI – Österreichisches Ökologie-Institut, DI Christian Pladerer, Seidengasse 13, 1070 Wien, www.ecology.at

Projektmitarbeiterinnen und -mitarbeiter:

Hildegund Mötzl (IBO)

Christian Pladerer (OOI)

Ulrich Aschenbrenner (OOI)

Markus Meissner (OOI)

Markus Wurm (IBO)

Thomas Zelger (IBO)

Experten aus der Entsorgungswirtschaft

DI Martin Car, BRV Österreichischer Baustoff-Recycling Verband, Karlsg. 5, 1040 Wien

Ing. Günter Gretzmacher, Oekotechna, Waldmühlgasse 31, 2380 Perchtoldsdorf

Ing. Thomas Cechovsky und Stefan Riepl, AVE-Zentrale, Wildpretstraße 25, 1110 Wien

Wien, Dezember 2009

Inhaltsverzeichnis

1. ABC – Disposal	6
2. Kurzfassung	9
3. Abstract	10
4. Projektabriss	11
5.1 Ausgangssituation / Motivation	11
5.2 Inhalte und Zielsetzungen	11
5.2 Methodische Vorgehensweise	12
5.4 Ergebnisse und Schlussfolgerungen	13
5.5 Ausblick	14
5. Ziele des Projekts	15
6. Aufbau des Endberichts	16
7. Einleitung	17
8.1 Abkürzungen und Begriffe	17
8.2 Allgemeine Einführung in die Thematik	19
8.3 Lösungsansätze im vorliegenden Projekt	24
8. Verwendete Methode und Daten	28
9.1 Ökobilanz	28
9.2 Daten	31
9. Ergebnisse des Projekts	33
10.1 Wissensbasis – Grundlagen für die Bewertung der Entsorgungseigenschaften	33
10.2 Methoden zur Bewertung der Entsorgungseigenschaften	33
10.3 Anwendung der Bewertungsmethode	40
10. Schlussfolgerungen zu den Projektergebnissen	54
11.1 Allgemeine Schlussfolgerungen	54
11.2 Schlussfolgerung in Bezug auf ursprüngliche Ziele und Inhalte	55
11.3 Schlussfolgerung in Bezug auf die Programmlinie Haus der Zukunft	57
11. Ausblick / Empfehlungen	60
12.1 Chancen und Schwierigkeiten bei der Realisierung	60
12.2 Weitere geplante Aktivitäten des Planungsteams	61
12.3 Empfehlung für weiterführende Forschungs- und Entwicklungsarbeiten	62
12. Literaturverzeichnis / Abbildungsverzeichnis / Tabellenverzeichnis	64
13.1 Literaturverzeichnis	64
13.2 Abbildungsverzeichnis	67
13.3 Tabellenverzeichnis	67

2. Kurzfassung

Mit 7,8 Mio. Tonnen bilden Abfälle aus dem Bauwesen einen sehr wesentlichen Anteil des österreichischen Gesamtabfallaufkommens (zweitgrößte Fraktion nach Bodenaushub, ca. 23 % des Gesamtabfallaufkommens ohne Bodenaushub, Bezugsjahr 2007).

Gerade diese Fraktion verfügt über ein sehr hohes Verwertungspotenzial, das bisher jedoch noch weitgehend ungenutzt ist. Gleichzeitig ist das Bauwesen jener Wirtschaftsbereich, der die größten Lager bildet und mit rund 40 Prozent den größten Materialinput erfordert.

Ziel von „ABC-Disposal“ ist die Entwicklung einer Methode zur systematischen Bewertung der Entsorgungseigenschaften von Gebäuden. Die Bewertungsmethode soll bereits in der Planungsphase eingesetzt werden und Eingang finden in:

- den OI3 Indikator
- ECOSOFT (Software zur Berechnung des OI3 Indikators auf Gebäudeebene)
- das Gebäudebewertungsinstrument Total Quality Building (TQB)
- den klima:aktiv Gebäudestandard für Dienstleistungsgebäude

Außerdem können die für die Bewertung benötigten Basisinformationen über das Gebäude (Massenbilanz auf Basis vorgegebener Rückbauszenarien) auch für den im Bundesabfallwirtschaftsplan geforderten Gebäudepass herangezogen werden.

Unter dem Begriff „Entsorgung“ werden in der vorliegenden Studie alle Behandlungsmöglichkeiten für Abbruchmaterialien (Wiederverwendung, stoffliche Verwertung, thermische Verwertung, Beseitigung) verstanden. Auf Grund der Zielsysteme beschränkt sich die Studie auf das Gebäude und die darin enthaltenen Baumaterialien sowie auf Neubauten.

Auf Basis der eingesetzten Baumaterialien und der Verbindungen zwischen den Baustoffschichten wurden Szenarien für den Rückbau, die dabei anfallenden Fraktionen und die daraus resultierenden Entsorgungswege und -prozesse erstellt. Die sich daraus ergebenden Massenbilanzen wurden quantitativ (mittels Ökobilanz) und qualitativ (mittels einer „Entsorgungsmatrix“) bewertet.

Als Ergebnisse liegen

- Ökobilanz-Indikatoren für die Entsorgung des Gebäudes und
- qualitativ mit einer vierstufigen Werteskala bewertete Massenbilanzen für die anfallenden Abfallfraktionen

vor. Die Ergebnisse werden nach den Entsorgungswegen Deponierung, Verbrennung und Recycling aufgeschlüsselt.

Die Ergebnisse für die bewerteten Gebäude zeigen, dass

- die qualitative Bewertung vor allem durch die mineralischen Baurestmassen bestimmt wird, da diese – auch bei Gebäuden in Holzbauweise – mit Abstand die größten Massen darstellen.
- die Wirkindikatoren der Ökobilanzen, mit Ausnahme des Treibhauspotenzials, wenig sensitiv für die Entsorgungsprozesse sind und vor allem die thermische Verwertung von Baumaterialien abbilden, da diese mit Emissionen in die Atmosphäre verbunden ist.

3. Abstract

Every year close to 7.8 mio. tons of construction waste must be handled in Austria. This amount represented in 2007 23 % of the total national disposal (excluding ground excavation). Particularly this waste fraction has great recycling potential which is largely unused. Beside, building generates large material stores and affords the biggest material inputs of all economic sectors (40 %).

The aim of this study is to develop a method for the assessment of buildings' disposal properties. This method should be used in the early planning phase of building design, and applied for

- OI3 Indicator
- ECOSOFT (Software for the calculation of the OI3 Indicator)
- Total Quality Building certification
- klima:aktiv building standard for commercial buildings

Data of mass balances of buildings may also be used for building certificates, as demanded by the "Bundesabfallwirtschaftsplan".

In this study "disposal" defines all options for the treatment of construction waste (reuse, recycling, energetic utilization, disposal).

Based on the properties of construction materials and on how they are connected to each other, scenarios for dismantling, the resulting number of fractions and resulting disposal options and -processes are worked out. Corresponding mass balances are assessed both quantitatively (by life cycle assessments – LCA) and qualitatively (by a value matrix).

Results are

- LCA-indicators for the disposal of buildings and
- Assessments of mass balances of the disposal fractions using a 4 level scale. Results are presented separately for disposal, combustion and recycling.

Results for the assessed buildings show that

- the qualitative assessment is dominated by mineral construction waste (due to huge amounts of this fraction, even in the case of wooden buildings)
- impact categories of the LCA are in general not sensitive to disposal processes, except the global warming potential which mainly reflects thermal utilization of construction materials.

4. Projektabriss

5.1 Ausgangssituation / Motivation

Das Bauwesen ist jener Wirtschaftsbereich, der die größten Lager bildet und der mit rund 40 Prozent des gesamten Materialaufwands den größten Materialinput erfordert. Entsprechend hoch ist auch der Materialoutput aus dem Bauwesen: Im Jahr 2007 betrug das Aufkommen von Abfällen aus dem Bauwesen rund 7,8 Millionen Tonnen (ohne Aushubmaterial). Das entspricht ca. 23 % des Gesamtabfallaufkommens (ohne Aushubmaterial).

Ein Großteil der Abfälle aus dem Bauwesen ist mineralischen Ursprungs. Gerade diese Fraktion verfügt jedoch über ein sehr hohes Verwertungspotenzial, das bis dato besonders im Hochbau noch weitgehend ungenutzt ist. Auf der anderen Seite fallen aber auch im Bauwesen Abfälle an, die nicht unproblematisch in der Handhabung sind. So können verschiedene Kunststoffe Schwermetalle oder Halogene enthalten, die aufwändige Maßnahmen in Abfallverbrennungsanlagen erfordern. Verbundmaterialien mit Metallen oder zwischen organischen und anorganischen Materialien sind selten rezyklierbar, sowohl auf Deponien als auch in Abfallverbrennungsanlagen problematisch oder müssen vor der Beseitigung aufwändig in ihre Bestandteile zerlegt werden.

5.2 Inhalte und Zielsetzungen

Unter dem Begriff „Entsorgung“ werden in der vorliegenden Studie sämtliche Behandlungsmöglichkeiten für Abbruchmaterialien (Wiederverwendung, stoffliche Verwertung, thermische Verwertung, Beseitigung) verstanden. Auf Grund der Zielsysteme beschränkt sich die Studie auf das Gebäude und die darin enthaltenen Baumaterialien. Das bedeutet, dass z.B. Haustechnikkomponenten, Nebengebäude oder Materialien der Landschaftsgestaltung nicht betrachtet werden.

Ziel des vorliegenden Projekts ist die Entwicklung einer Methode zur systematischen Bewertung der Entsorgungseigenschaften von Baumaterialien am Ende des Gebäudelebensweges. Auf Basis der eingesetzten Baumaterialien und der Verbindungen zwischen den Baustoffschichten sollen Szenarien für die entstehende Fraktion und die daraus resultierenden Entsorgungswege und -prozesse gefunden werden, wobei eine möglichst hochwertige Entsorgung der Baumaterialien angestrebt wird.

Die Bewertungsmethode soll bereits in der Planungsphase eingesetzt werden und Eingang finden in:

- den OI3 Indikator
- ECOSOFT (Software zur Berechnung des OI3 Indikators auf Gebäudeebene)
- das Gebäudebewertungsinstrument Total Quality Building (TQB)
- den klima:aktiv Gebäudestandard für Dienstleistungsgebäude

Außerdem können die in ECOSOFT für TQB erstellten Basisinformationen über das Gebäude (Massenbilanz auf Basis von Entsorgungsszenarien) auch hinsichtlich des im Bundesabfallwirtschaftsplan geforderten Gebäudepasses dienen.

Durch die vorsorgliche Beschäftigung mit den Entsorgungseigenschaften eines Gebäudes soll Bewusstseinsbildung geschaffen werden, die in weiterer Folge wesentlich zur ökologischen Optimierung des geplanten Gebäudes beiträgt.

5.2 Methodische Vorgehensweise

Der Entwicklung der Bewertungsmethode ging eine umfassende Grundlagenrecherche über die Entsorgungseigenschaften und -praxis der relevanten Baumaterialien voraus.

Die Entsorgungsprozesse sollen mittels quantitativer und qualitativer Indikatoren abgebildet werden.

Für die quantitative Bewertung wird die Ökobilanz-Methode nach (CML 2001) herangezogen. Bei der Erarbeitung der Ökobilanz-Methode standen zwei Fragestellungen im Vordergrund:

- Wie gut bilden die bekannten Ökobilanz-Indikatoren die Entsorgungseigenschaften von Baumaterialien ab?
- Wie können die Umweltbelastungen bzw. -entlastungen aus der Entsorgungsphase zwischen Gebäude und Verwertungsprozess aufgeteilt werden (Allokation)?

Im Anschluss daran wurden Ökobilanzdaten zu Entsorgungsprozessen erhoben. Als wesentliche Quelle wurde ECOINVENT v 2.0 herangezogen. Die Prozesse wurden auf Vollständigkeit und ihre Anwendbarkeit auf österreichische Verhältnisse analysiert. Als Ergebnis liegt eine Excel-Tabelle mit Indikatorenwerten vor, welche die wesentlichen Entsorgungsprozesse für Baumaterialien abbildet. Die Tabelle wird zukünftig als eigenes Blatt in der ECOSOFT WBF Baustoffdatenbank angeführt.

Für die qualitative Bewertung wurde ein Bewertungsraster erarbeitet, das die Entsorgungseigenschaften von Fraktionen bewertet. Dabei wird das Verhalten der Baumaterialien auf den drei Entsorgungswegen Recycling, Verbrennung und Deponierung in vier Qualitätsstufen (1=ausgezeichnet bis 4=problematisch) unterteilt.

Als Messgröße wurde für beide Herangehensweisen die Masse festgelegt.

Die Bilanzierung der Baukonstruktionen und Gebäude erfolgt mit ECOSOFT V 3.4.2.

Mit diesen Grundlagen stellt sich die Vorgangsweise bei der Bewertung der Entsorgungseigenschaften des Gebäudes folgendermaßen dar:

1. Virtueller Rückbau: Erstellen der Massenbilanz des Gebäudes, aufgeschlüsselt nach den eingesetzten Baustoffen in Abhängigkeit ihrer Verbindung zu den angrenzenden Bauteilschichten (= ihrer Trennbarkeit)
2. Zuordnung von Entsorgungswegen zu den erhaltenen Baustofffraktionen.
3. Quantitative Bewertung (Ökobilanz)
4. Qualitative Bewertung („Entsorgungsmatrix“)

In einem rekursiven Prozess wurde die Methode auf ein Mustergebäude, das IBO-Einfamilienhaus, angewandt. Dabei wurden unterschiedliche Bauweisen und unterschiedliche Szenarien angesetzt. Plausibilitätskontrolle und Sensitivitätsanalyse führten zu Anpassung der Methode und Neuberechnung der Ergebnisse.

5.4 Ergebnisse und Schlussfolgerungen

Die im vorliegenden Projekt erarbeitete Bewertungsmethode liefert als Ergebnis Ökobilanz-Indikatoren und eine Entsorgungsmatrix getrennt nach Deponierung, Verbrennung und Recycling.

Aus der Anwendung der Ökobilanz auf Entsorgungsprozesse können folgende Schlussfolgerungen gezogen werden:

- Aus praktischen Gründen musste die Cut-Off-Methode zur **Allokation** der Entsorgungsprozesse herangezogen werden (Kompatibilität mit den IBO-Referenzdaten für die Herstellung). Diese Methode zeigt aber deutliche Mängel in der Abbildung von Verwertungsprozessen. Insgesamt wurde festgestellt, dass die Ergebnisse hochgradig sensitiv auf die gewählte Allokationsmethode reagieren.
- Während die Stickoxid-, Schwefeldioxid- VOC- und weiteren Schadgase in der Rauchgasreinigung effizient ausgefiltert werden (und damit die Wirkbilanz-Indikatoren kaum belasten), passieren die **Kohlendioxidemissionen** ungefiltert die Müllverbrennungsanlage. Somit reagiert von allen betrachteten Wirkbilanzindikatoren das Treibhauspotenzial am sensitivsten auf die Müllverbrennung.
- Die anderen betrachteten **Wirkbilanz-Indikatoren** reagieren mit Ausnahme des Treibhauspotenzials nicht sensitiv auf die Entsorgungsprozesse. Die Deponierung zeigt sich lediglich durch die damit verbundenen Abbruch- und Transportprozesse. Die Müllverbrennung spiegelt sich im Überdüngungspotenzial wider, verursacht aber deutlich geringere Belastungen als die Herstellung der Gebäude. Recyclingprozesse werden durch die Cut-Off-Methode abgeschnitten und kommen dadurch nicht zum Tragen.

Für die Anwendung der qualitativen Bewertungsmethode am Beispiel „IBO-Einfamilienhaus“ kann folgende Schlussfolgerung gezogen werden:

- Die Masse als Messgröße hat zur Folge, dass leichte Materialien, v.a. Dämmstoffe, sehr geringen Einfluss auf die Ergebnisse haben.
- Das entscheidende Optimierungspotential liegt daher darin, dafür zu sorgen, dass die mineralischen Baurestmassen möglichst sauber und sortenrein zurückgewonnen und damit rezykliert werden können. Dieses Ergebnis gilt auch für die Holzbauweise, da auch dort große Mengen an mineralischen Baustoffen im erdberührten Bereich eingesetzt werden.
- Dieses Ergebnis gilt zweifelsohne auch bei anderen Messgrößen und Systemgrenzen, könnte aber durch weitere Erkenntnisse bereichert werden, wenn
 - zusätzlich das Volumen als Bezugsgröße herangezogen wird,

- die Nutzungsdauern der Baustoffe und Instandsetzungszyklen berücksichtigt werden (Dämmstoffe haben z.B. eine kürzere Nutzungsdauer als die mineralische Trag-schicht und fallen daher häufiger im Gebäudelebenszyklus an).

5.5 Ausblick

Die Ergebnisse des Projekts sollen im Gebäudebewertungsprogramm Total Quality (TQB) und in der Gebäudedokumentation gem. Bundesabfallwirtschaftsplan Eingang finden. Die NutzerInnen können „Planungsbüros und ProjektträgerInnen“ sowie „Gesetzgebende Stellen und Behörden“ sein.

Schwierigkeiten bei der Anwendung liegen in der Komplexität der Fragestellung, wodurch es nicht möglich sein wird, ein einfaches Schema vorzugeben, das auf Knopfdruck eindeutige Ergebnisse liefert. Wir haben im Rahmen des Projekts versucht, möglichst klare Handlungsanweisungen zu geben, wie die Ergebnisse, die Ökobilanz und die Entsorgungsmatrix herbeizuführen sind. Das Projektteam wird weiterhin mit der Methode arbeiten und im Rahmen dessen die Beschreibung für das Procedere laufend verbessern.

Anders als bei der Ökobilanz der Gebäudeerrichtung, die eindeutig definiert werden kann, gibt es beim Abbruch unterschiedlichste Vorgangsweisen – vom geordneten Rückbau bis zum „Abbruch mit der Birne“ – so dass die unterschiedlichen Fraktionen, die ins Recycling, zur Verbrennung oder in die Deponierung wandern, sehr unterschiedlich aussehen können. Wir haben versucht, in den Sensitivitätsanalysen am Beispiel des IBO-Modellhauses und im Rahmen der methodischen Grundlagen-Kapitel wichtige Stellschrauben im System zu identifizieren und denken, dass die nächsten Jahre, in denen mit und an der Methode gearbeitet wird, Treffsicherheit und Anwenderfreundlichkeit erhöhen werden.

Die entwickelte qualitative Methode ist derzeit geeignet, unterschiedliche Maßnahmen an ein und demselben Gebäude abzubilden und zu bewerten. Für einen Vergleich unterschiedlicher Gebäuden fehlt entweder noch eine Normierung (z.B. prozentuelle Angaben) oder eine Bezugsgröße. Dazu soll die weitere, kontinuierliche Beschäftigung mit dem Thema führen.

Die Reaktionen, die wir im Rahmen unserer Workshops und Vorträge erhalten haben, zeigen uns, dass das Thema „Entsorgung von Gebäuden“ – nicht zuletzt durch die Einführung moderner Bauweisen – aktuell wie nie zuvor ist und auf großes Interesse stößt. Wir sind daher überzeugt, dass das Projekt und die Weiterarbeit mit den Ergebnissen einen wichtigen Beitrag zum ökologischen Bauen leisten können.

5. Ziele des Projekts

Das Bauwesen ist jener Wirtschaftsbereich, der die größten Lager bildet und der mit rund 40 Prozent des gesamten Materialaufwands mit dem größten Materialinput verbunden ist. Entsprechend hoch ist auch der Materialoutput aus dem Bauwesen: Im Jahr 2007 betrug das Aufkommen von Abfällen aus dem Bauwesen rund 7,8 Millionen Tonnen. Das entspricht ca. 23 % des Gesamtabfallaufkommens (ohne Aushubmaterial).

Ein Großteil der Abfälle aus dem Bauwesen ist mineralischen Ursprungs. Gerade diese Fraktion verfügt über ein sehr hohes Verwertungspotenzial, das besonders im Hochbau noch weitgehend ungenutzt ist. Andererseits fallen auch im Bauwesen Abfälle an, die nicht unproblematisch sind. So enthalten verschiedene Kunststoffe Schwermetalle oder Halogene, die aufwändige Maßnahmen in Abfallverbrennungsanlagen erfordern. Verbundmaterialien mit Metallen oder zwischen organischen und anorganischen Materialien sind selten rezyklierbar, sowohl auf der Deponie als auch in der Abfallverbrennungsanlage problematisch oder müssen vor der Beseitigung aufwendig in ihre Bestandteile zerlegt werden.

Ziel des vorliegenden Projekts ist die Entwicklung einer Methode zur systematischen Bewertung der Entsorgungseigenschaften von Gebäuden. Auf Basis der eingesetzten Baumaterialien und der Verbindungen zwischen den Baustoffschichten sollen Szenarien für die entstehende Fraktion und die daraus resultierenden Entsorgungswege und -prozesse gefunden werden. Unter dem Begriff „Entsorgung“ werden in der vorliegenden Studie alle Behandlungsmöglichkeiten für Abbruchmaterialien (Wiederverwendung, stoffliche Verwertung, thermische Verwertung, Beseitigung) verstanden. Ziel ist es, eine möglichst hochwertige Entsorgung der Baumaterialien zu erreichen. Was darunter zu verstehen ist, soll mittels quantitativer und qualitativer Indikatoren abgebildet werden, wobei die Abfallhierarchie – Vermeidung vor Verwertung vor Beseitigung – zu berücksichtigen ist.

Die Bewertungsmethode soll bereits in der Planungsphase eingesetzt werden und Eingang finden:

- in den OI3 Indikator
- in ECOSOFT
- in das Gebäudebewertungsinstrument Total Quality Building (TQB)
- in den klima:aktiv Gebäudestandard für Dienstleistungsgebäude

Außerdem können die in ECOSOFT für TQB erstellten Basisinformationen über das Gebäude (Massenbilanz auf Basis von Entsorgungsszenarien) auch als Basis für den im Bundesabfallwirtschaftsplan geforderten Gebäudepass dienen.

Mit Hilfe der vorsorglichen Beschäftigung mit den Entsorgungseigenschaften des Gebäudes soll ein Bewusstsein für die Fragestellung geschaffen werden, das in weiterer Folge zu einer Optimierung der geplanten Gebäudes führt.

6. Aufbau des Endberichts

Der Aufbau des Endberichts wurde von der Programmlinie „Haus der Zukunft“ vorgegeben und im vorliegenden Bericht nur in der Reihenfolge verändert.

Aus unserer Sicht muss ein Bericht mit den Zielen beginnen, weshalb wir dieses Kapitel an den Anfang – noch vor das vorliegende Kapitel, das sich ebenfalls weiter vorne als vorgeschlagen befindet – gestellt haben. Der weitere Bericht beginnt mit einer Einführung in die Thematik, beschreibt die wesentlichen Vorarbeiten zum Thema und die Lösungsansätze des vorliegenden Projekts (Kapitel „8. Einleitung“).

Im Kapitel „9. Verwendete Methoden und Daten“ werden die methodischen Grundlagen für die Bewertung der Entsorgungseigenschaften kurz dargelegt. Eine ausführlichere Darstellung der Ökobilanz-Methode befindet sich im Anhang A3.

Die Entwicklung einer Methode zur Bewertung der Entsorgungseigenschaften von Gebäuden ist ein wesentlicher Bestandteil der vorliegenden Studie. Das ist der Grund dafür, dass neben dem Kapitel 9 („Verwendete Methoden und Daten“) auch das Kapitel „10. Ergebnisse des Projekts“ ein Kapitel zu „Methoden“ enthält. Davor wird auf das erforderliche Basiswissen, das für die Bewertung der Entsorgungseigenschaften erforderlich ist, verwiesen. Die umfangreichen Detailergebnisse der Grundlagenrecherche sind im Anhang A1 „Entsorgungsprozesse“ und Anhang A2 „Entsorgungswege“ zu finden. Die wesentlichen Ergebnisse aus der Anwendung der Bewertungsmethode auf das IBO-Einfamilienhaus sind in Kap. 10.3 zusammengefasst. Detaillierter Angaben zum IBO-Einfamilienhaus und den angenommenen Szenarien enthält Anhang A4 „IBO-Einfamilienhaus“.

Die Schlussfolgerung (Kapitel 11) enthält die allgemeinen Schlussfolgerungen sowie die Analyse der Ergebnisse in Bezug auf die ursprünglich gesetzten Ziele und Inhalte und endet mit den Schlussfolgerungen in Bezug auf die Programmlinie „Haus der Zukunft“.

Der Bericht schließt mit einem Ausblick, mit welchen Chancen und Schwierigkeiten bei der Umsetzung der Projektergebnisse in der Gebäudebewertung zu rechnen ist. In diesem Kapitel wird außerdem eine Empfehlung für weiterführende Forschungs- und Entwicklungsarbeiten gegeben.

Da der verpflichtende Aufbau des Endberichts für das vorliegende Grundlagenprojekt nicht geeignet ist, sind wesentliche Ergebnisse des Projekts in den Anhängen zu finden:

A1 Entsorgungsprozesse

A2 Entsorgungswege von Baumaterialien

A3 Ökobilanz – Methodische Grundlagen

A3 IBO-Einfamilienhaus – Detaillierte Beschreibung der Konstruktionen und Szenarien

7. Einleitung

8.1 Abkürzungen und Begriffe

8.1.1 Abkürzungen

AP	Versauerungspotenzial
BRM	Mineralische Baurestmassen
dep	Deponierung
EPS	Expandiertes Polystyrol
GWP	Treibhauspotenzial
M-%	Masseprozent
mva	Müllverbrennungsanlage
NEH	Niedrigenergiehaus
NP	Überdüngungspotenzial
ODP	Ozonabbaupotenzial
OI3	Ökologischer Kennwert basierend auf GWP, AP und PEI
PC	Post-Consumer
PE	Polyethylen
PEI	Primärenergieinhalt
PH	Passivhaus
PO	Polyolefin
PP	Polypropylen
POCP	Potenzial zur Bildung photochemischer Substanzen
rec	Recycling
TQB	Total Quality Building
V-%	Volumsprozent
WDVS	Wärmedämmverbundsystem
XPS	Extrudiertes Polystyrol

8.1.2 Begriffe

Allokationsmethode: Zuordnung von Umweltbelastungen zu einzelnen Prozessen; umfasst in dieser Studie im weiteren Sinn angewandt auch die Methode der Systemerweiterung und die Festlegung der strukturellen Systemgrenzen.

Beseitigung: Zur Beseitigung zählen die Behandlung, Lagerung und Ablagerung (Deponierung) von Abfällen in Abfallbeseitigungsanlagen

Deponierung: Langfristige Ablagerung von Abfällen auf Anlagen oberhalb oder unterhalb der Erdoberfläche (Deponien)

Ecosoft WBF: Programm zur ökologischen Bewertung von Baukonstruktionen und Gebäuden auf Basis des Ökoindikators OI3. ECOSOFT WBF basiert auf der MS Office-Anwendung EXCEL und wurde vom IBO entwickelt.

ECOSOFT WBF Baustoffliste: Öffentliche Version der IBO Referenzdatenliste, welche für die Wohnbauförderungen in Salzburg, Vorarlberg und Niederösterreich gültig ist. Wird periodisch durch aktuelle Daten ersetzt.

Entsorgung umfasst gem. Abfallwirtschaftsgesetz (AWG, Österreich) die Beseitigung und Verwertung von Abfällen, wobei die Abgrenzung zwischen diesen beiden Begriffen in einer „Gesamtabwägung“ unter Berücksichtigung nachhaltiger und ökologischer Kriterien zu beurteilen ist.

IBO-Referenzdaten für Baumaterialien: umfassen derzeit mehr als 500 Baumaterialien (Referenzwerte), welche laufend aktualisiert und erweitert werden. Die Baustoffe sind stufenkumuliert bis zum Zeitpunkt „Produkt ab Werk“ bilanziert. Die Bilanzierung erfolgt mit dem Programm SimaPro unter Verwendung von CML2 Baseline 2001.

Lebenszyklusanalyse: Untersuchung der ökologischen Eigenschaften eines Produktes über den Lebenszyklus. Im Allgemeinen synonym zu Ökobilanz verwendet (englisch: Life Cycle Assessment).

Ökobilanz: Untersuchung der ökologischen Eigenschaften eines Produktes über den Lebenszyklus mit quantitativen Indikatoren.

OI3-Indikator: Ökologischer Indikator für das Gebäude bzw. für die thermische Gebäudehülle TGH, die sich jeweils zu einem Drittel gewichtet aus den drei normierten Indikatoren „Primärenergiebedarf nicht erneuerbar“, „Treibhauspotenzial“ und „Versäuerungspotenzial“ zusammensetzt. Der OI3 findet Anwendung in österreichischen Wohnbauförderungsprogrammen und in den Gebäudezertifizierungssystemen TQB und klima:aktiv Haus.

Passivhaus-Bauteilkatalog: Sammlung passivhausgeeigneter Konstruktionen, Anschlüsse und Details inklusive ökologischer Bewertungen und Detaildarstellungen, baupraktischer Beschreibungen und bauphysikalischer Kennwerte. Wichtige Vorarbeit für die vorliegende Studie, erschienen bei Springer (IBO 2008).

PC-Abfälle: im Bauwesen handelt es sich dabei um Abfälle, die bereits einen Lebenszyklus im Bauwerk durchlaufen haben und bei Instandsetzungs- oder Abbrucharbeiten anfallen.

Recycling: Stoffliche Verwertung.

Total Quality Building: Qualitätszertifikat, das Gebäude sowohl nach der Nutzerfreundlichkeit als auch nach ökologischen und wirtschaftlichen Kriterien bewertet. Dazu zählen etwa die Umweltverträglichkeit der Baumaterialien, energetische Kennzahlen wie Heizwärme- und Heizenergiebedarf, der Wohnkomfort und die infrastrukturelle Anbindung. Die eingereichten Unterlagen werden vorerst nach Abschluss der Einreichplanung geprüft, nach Fertigstellung werden zusätzlich Messungen vorgenommen.

Verbrennung: Die Verbrennung von Abfällen in Feuerungsanlagen für Private, Gewerbe und Industrie, in Müllverbrennungsanlagen oder Entsorgungsbetrieben wird je nach „Gesamtabwägung“ als Verwertung (Verwertung von brennbaren Abfällen zur Gewinnung von Energie) oder Beseitigung (z.B. Hausmüll ohne Energiegewinnung) eingestuft.

Verwertung: umfasst die thermische und die stoffliche Verwertung.

8.2 Allgemeine Einführung in die Thematik

8.2.1 Ausgangssituation und Motivation

Im Bezugsjahr 2007 des aktuellen Bundesabfallwirtschaftsplans (BAWP 2008) fielen in Österreich rund 58 Millionen Tonnen Abfälle an (inklusive der rund 24,6 Millionen Tonnen Aushubmaterialien). Das Gesamtabfallaufkommen ist damit in den letzten Jahren wieder gestiegen: Die Daten im Bundesabfallwirtschaftsplan (2008) zeigen gegenüber dem Bundesabfallwirtschaftsplan 2006 (Bezugsjahr 2004) eine Zunahme um rund 4,0 Millionen Tonnen. Dabei ist anzumerken, dass sich dieses Gesamtaufkommen nicht nur aus primär angefallenen Abfällen zusammensetzt, sondern auch Sekundärabfälle hinzugerechnet werden, die aus der Behandlung von Primärabfällen resultieren (z.B. Schlacken und Aschen aus der Verbrennung von Restmüll und Sperrmüll, Rückstände aus der mechanischen und biotechnischen Abfallaufbereitung, Tiermehl und Tierfett aus der Behandlung von tierischen Nebenprodukten sowie Shredderabfälle). Das gesamte Aufkommen an **Primärabfällen beläuft sich in Österreich auf knapp 56 Millionen Tonnen.**

Das **Abfallaufkommen aus dem Bauwesen (Bauabfälle, Baurestmassen) inklusive Aushubmaterial** betrug in Österreich im Jahr 2007 rund **32,4 Millionen Tonnen, das sind 58 % des Österreichischen Primärabfalls.** Tabelle 1 zeigt die aktuellen Abfalldaten im Detail.

Abfallaufkommen in Österreich 2007	in Tonnen
Abfälle aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen	3.728.000
Grünabfälle	905.000
Marktabfälle (ohne biogene und VP-Abfälle)	20.000
Küchen- und Kantinenabfälle	98.000
Straßenkehricht	200.000
Kommunale Klärschlämme (Trockensubstanz)	273.000
Fäkalschlämme (Trockensubstanz)	364.000
Altstoffe aus Gewerbe und Industrie	2.284.000
Aushubmaterialien	24.586.000
Abfälle aus dem Bauwesen	7.763.000
Altfahrzeuge	150.000
Elektroaltgeräte	65.000
Holzabfälle ohne Verpackungen	5.627.000
Medizinische Abfälle	71.000
Tierische Nebenprodukte (ohne Küchen- und Kantinenabfälle)	595.000
Aschen und Schlacken aus der thermischen Abfallbehandlung und von Feuerungsanlagen	1.479.000
Weitere Abfälle: z. B. Abfälle mineral. Ursprungs, gefährliche A., sonstige feste Siedlungsabfälle inkl. ähnlicher Gewerbeabfälle, Kunststoffabfälle, Gummiabfälle, Shredderrückstände u. a.	9.727.000
Summe	57.935.000

Tabelle 1: Bundesweites Abfallkommen 2007 (BAWP 2008)

Das Aufkommen von **Abfällen aus dem Bauwesen ohne Aushubmaterial** betrug in Österreich im Jahr 2007 rund 7,8 Millionen Tonnen (2004 waren es 6,6 Millionen Tonnen). Dies entspricht ca. 23 % des Gesamtabfallaufkommens ohne Aushubmaterial. Das Aufkommen ist abhängig von der Entwicklung des Tief- und Hochbaus in Österreich. Die Abfälle aus diesen Vorhaben sind somit jährlich variabel und nicht exakt prognostizierbar.



Abbildung 1: Gemischte Baustellenabfälle in Wien (v. a. sperrige Bestandteile) (PLADERER et al, 2004)

Nicht nur in Österreich, auch europaweit stellen Baurestmassen und Baustellenabfälle den größten Abfallanteil dar. Gleichzeitig ist das Bauwesen jener Wirtschaftsbereich, der die größten Lager bildet und der mit rund 40 Prozent mit dem größten Materialinput verbunden ist. Ein Großteil der Abfälle aus dem Bauwesen ist mineralischen Ursprungs und kann gut verwertet oder unproblematisch deponiert werden. Dennoch gibt es auch im Bauwesen Abfälle, die nicht unproblematisch sind. Einige Beispiele:

- Die Zunahme an verklebten Verbindungen erschwert die Trennung von Baustoffen und vermindert damit die Recycling-Chancen. Bei Verklebung von organischen und mineralischen Baustoffen kann auch die Beseitigung ein Problem werden (weder für die Abfallverbrennungsanlage noch für die Deponie geeignet).
- Verbundmaterialien mit Metallen wie Aluminium-Dampfsperren sind auf der Deponie und in der Abfallverbrennungsanlage problematisch und sollten vor der Beseitigung in ihre Bestandteile zerlegt werden.
- Viele Kunststoffe, auch in Form von Beschichtungen, enthalten Schwermetalle oder Halogene, die erhöhte Maßnahmen in Abfallverbrennungsanlagen wie Salzabscheider etc. erfordern.
- Dämmstoffe aus nachwachsenden oder synthetischen Rohstoffen können Flammenschutzmittel oder andere Zusatzstoffe enthalten, die in die Asche eingebunden oder in Form von Gasen abgegeben werden. Dämmstoffe aus Mineralwolle können in Müllverbrennungsanlagen Fasern freisetzen, die zum Kurzschluss der Filter führen.
- Der Gipsverbrauch im Bauwesen steigt zurzeit stark an. Gips ist chemisch Calciumsulfat, das in verschiedenen Hydratstufen in Bindung mit oder auch ohne Kristallwasser vorliegen kann. Da Sulfate im Zuschlag die Betonqualität negativ beeinflussen, kann eine Erhöhung des Gipsanteils mit einer Einschränkung der Recyclingmöglichkeiten von Baurestmassen verbunden sein. Auf Deponien erfordern Gipsprodukte aufgrund der Sulfatauswaschungen besondere Maßnahmen.

Trotz dieser bekannten Tatsachen sind die Entsorgungseigenschaften von Gebäuden in Gebäudebewertungen meist von untergeordneter Bedeutung. Die Ursachen sind unserer Meinung nach in mindestens drei Spezifika des Bauens begründet:

- Die Prozessketten im Bauen sind komplexer als in „einfachen“ Produktsystemen. Das Erzeugnis des industriellen Fertigungsprozesses ist das Bauprodukt, aber erst das Gebäude stellt die Funktionseinheit für die ökologische Betrachtung dar.
- Die Individualität von Gebäuden hat zur Folge, dass kein detailliertes, allgemein anwendbares Recyclingkonzept für Gebäude wie z.B. für Autos erstellt werden kann.
- Gebäude sind sehr langlebige Güter. Eine Bewertung der Entsorgungseigenschaften in der Planung erfordert daher entweder eine Übertragung der Gegenwart in oder Szenarien für eine ferne Zukunft (50 – 100 Jahre).

Im vorliegenden Projekt sollen sowohl qualitative als auch quantitative Lösungen für die Bewertung der Entsorgung von Gebäuden unter Berücksichtigung dieser spezifischen Herausforderungen des Bauwesens gefunden werden.

8.2.2 Beschreibung der Vorarbeiten zum Thema

Passivhaus-Bauteilkatalog (IBO 2008)

Die erste Auflage des ökologischen Bauteilkataloges (Ökologischer Bauteilkatalog, IBO, Springer) erschien 1999. Das große Interesse an einer Sammlung ökologischer Bewertungen und Detaildarstellungen, baupraktischer Beschreibungen und bauphysikalischer Kennwerte machten das Buch schnell zu einem konkurrenzlosen Klassiker.

In der vollständigen Neuauflage (Passivhaus-Bauteilkatalog, IBO, Springer 2008) wurden ausschließlich passivhausgeeignete Konstruktionen zusammengestellt. Neben Regelquerschnitten finden sich deshalb Anschlussdetails, denn nicht zuletzt von wärmebrückenfreien und luftdichten Anschlüssen hängt es ab, ob ein Gebäude die Passivhauskriterien tatsächlich erreicht oder nur "hochwärmegedämmt" ist. Wärmebrückenberechnungen und fallweise Feuchtesimulationen sichern die vorgeschlagenen Lösungen ab.

Jedes Bauteil wird in zwei Materialvarianten gezeigt, welche die Möglichkeiten, aber auch die Grenzen ökologisch motivierter Materialwahl verdeutlichen.

Im Passivhaus-Bauteilkatalog wurde zusätzlich zu den ökologischen Kennwerten für die Herstellung eine qualitative Methode für die Bewertung des Entsorgungspotenzials entwickelt, die sich aus einer Bewertung der Entsorgungseigenschaften des Bauteils und der enthaltenen Baustoffe zusammensetzt. Zur Beurteilung herangezogen werden die Entsorgungswege Recycling, Verbrennung und Ablagerung. Beurteilt wird der aktuelle Entsorgungsweg einer Bauteilkomponente, der zum jetzigen Zeitpunkt überwiegend (mind. 80 %) beschritten wird und das Verwertungspotenzial, das bei Verbesserung der Rahmenbedingungen bis zum angenommenen Zeitpunkt der Entsorgung des Bauprodukts aus wirtschaftlicher und technischer Sicht möglich wäre, auf einer Skala von 1 bis 5, wobei 1 das beste Ergebnis darstellt.

Durch das Verwertungspotenzial der Baustoffe wird die zu beseitigende Abfallmenge reduziert. Bei einem Verwertungspotential von 1 beträgt die verbleibende Abfallmenge 25 %,

50 % bei 2, usw. Die Abfallmenge von 125 % bei einer Einstufung in 5 ist so zu interpretieren, dass zusätzliches Material benötigt wird, um den Abfall zu entsorgen. Für die Berechnung der Entsorgungskennzahl auf Bauteilebene wird die Abfallmenge mit der Einstufung für den aktuellen Entsorgungsweg gewichtet. Zusätzlich gibt es Bonuspunkte für niedrige Fraktions- und Schichtzahl.

Die Methode befindet sich noch im Fluss, hat sich auch seit der Erstpublikation (Abfall 2003) bereits deutlich weiterentwickelt. Sie soll durch die in der vorliegenden Studie entwickelte Methode ersetzt werden.

OI3-Indikator und IBO-Referenzdatenliste

Der **OI3-Indikator** ist eine ökologische Kennzahl für das Gebäude bzw. für die thermische Gebäudehülle TGH, die sich aus den 3 Ökobilanz-Indikatoren Bedarf an nicht erneuerbaren Energieträgern („Primärenergiebedarf“), Beitrag zur Klimaveränderung („Treibhauspotenzial“) und Beitrag zur Versauerung („Versäuerungspotenzial“) zusammensetzt. Der Indikator findet Anwendung in österreichischen Wohnbauförderungsprogrammen und in den Gebäudezertifizierungssystemen TQB und klima:aktiv. Die für die Berechnung eingesetzten Materialkennwerte stammen aus der IBO-Referenzdatenliste für Baumaterialien.

Die IBO-Referenzdatenliste umfasst derzeit mehr als 500 Baumaterialien, welche laufend aktualisiert und erweitert werden. Die Wirkindikatoren – Beitrag zum Treibhauspotenzial, zur Versauerung, zum Photosmog und zur Eutrophierung – sowie der nicht erneuerbare und der erneuerbare Primärenergieinhalt sind stufenkumuliert für die ersten Lebensabschnitte von der Rohstoffgewinnung bis zur Herstellung des fertigen Produkts bilanziert. Die Umweltbelastungen durch die Entsorgung der Baustoffe sind bisher nicht berücksichtigt.

Ursprüngliches Ziel des vorliegenden Projekts war, die Indikatorenwerte für die Herstellung und die Entsorgung zu einem gemeinsamen Indikatorenwert zusammenzuführen. Im Laufe des Projekts zeigte sich aber, dass die Ökobilanzergebnisse für die Entsorgung von Baumaterialien äußerst sensitiv auf die zugrunde gelegte Methoden und Annahmen reagieren. Ein Vermischen der beiden Lebensphasen (Herstellung und Entsorgung) wird daher derzeit noch nicht als sinnvoll erachtet. Das Ziel der vorliegenden Studie wurde daher insofern geändert, als nun eine Ökobilanz der Entsorgungsprozesse durchgeführt werden soll und diese Ergebnisse als Basis für einen zusätzlichen Indikator unabhängig vom OI3-Indikator dienen können.

ECOSOFT

ECOSOFT WBF ist ein Programm zur ökologischen Bewertung von Baukonstruktionen und Gebäuden auf Basis des Ökoindikators OI3. ECOSOFT WBF basiert auf der MS Office-Anwendung EXCEL und wurde vom IBO entwickelt. Die ECOSOFT WBF Baustoffliste beruht auf der IBO Referenzdatenliste für Baumaterialien, wird jedoch nur in längeren Zeitschnitten aktualisiert (ca. 1,5 bis 2 Jahre).

ECOSOFT mit der jeweils aktuellen IBO-Referenzdatenliste wird außerdem als Tool für die Erstellung der notwendigen Ökobilanzen in TQB herangezogen. In der vorliegenden Studie

soll eine ECOSOFT-Version („ECOSOFT V.3.4.2“), welche auch die Entsorgungseigenschaften von Gebäuden bilanzieren kann, entwickelt werden.

Total Quality (TQ) und Total Quality Building (TQB)

Total Quality (TQ) ist ein Qualitätszertifikat, das Gebäude sowohl nach der Nutzerfreundlichkeit als auch nach ökologischen und wirtschaftlichen Kriterien bewertet. Dazu zählen etwa die Umweltverträglichkeit der Baumaterialien, energetische Kennzahlen wie Heizwärme- und Heizenergiebedarf, der Wohnkomfort und infrastrukturelle Anbindung. Die eingereichten Unterlagen werden vorerst nach Abschluss der Einreichplanung geprüft, nach Fertigstellung werden zusätzlich Messungen vorgenommen.

Die Entwicklung von TQ wurde 1998 gestartet. TQ ist wie zahlreiche andere Gebäudebewertungssysteme (z.B. LEED, BREEAM, HQE) auf die internationale Initiative Green Building Challenge¹ zurückzuführen. Es wurde in Folge im Rahmen nationaler Projekte weiterentwickelt und auf österreichische Gegebenheiten zugeschnitten. TQ verfolgte von Beginn an einen sehr umfassenden Ansatz der Qualitätssicherung im modernen Hochbau, der beim Projektstart beginnt und die Planung und Errichtung des Gebäudes begleitet. KäuferInnen und MieterInnen erhalten eine Entscheidungshilfe bei der Objektauswahl, während die ImmobilienhändlerInnen und BauträgerInnen das TQ-Zertifikat als Marketinginstrument einsetzen können. TQ wird gegenwärtig für die Evaluierung von Pilotbauten der Programmlinie "Haus der Zukunft" ebenso herangezogen wie für die freiwillige Qualitätssicherung von Wohn- und Bürobauten in Österreich. Das Bewertungstool wird laufend aktualisiert. Derzeit steht die Abstimmung und Harmonisierung mit dem IBO-ÖKOPASS vor dem Abschluss (Neuer Name: **Total Quality Building – TQB**).

Der **Bewertungsraaster** TQB wird sich aus 5 Oberkriterien (Standort / Ausstattung, technische Planungs- / Objektqualität, Energie / Versorgung, Gesundheit / Komfort sowie Baustoffe / Konstruktionen) zusammensetzen, die mit je 20 % gleich gewichtet in das Gesamtergebnis einfließen. Die Gesamtbewertung soll auf einem 1.000-Punkte-Schema beruhen. Die Gewichtungen der Einzelkriterien werden transparent dargestellt, der Beitrag der erzielten Einzelergebnisse zum Gesamtergebnis und das Optimierungspotenzial sind dadurch gut abschätzbar.

Entsprechend internationalen Trends im Bereich der Gebäudebewertung und in Anlehnung an die österreichische Energieausweisklassifizierung wird in einem letzten Aggregations-schritt das Gesamtergebnis in eine Einstufung in die Klassen A++, A+, A, B, C, D, E, F, G umgerechnet werden (9-teilige Skala).

¹Projekt „GREEN BUILDING CHALLENGE – Integrierte Gebäudebeurteilung“

Mitarbeit an der Entwicklung und Erprobung einer international akkordierten Bewertungssoftware zur ganzheitlichen Beurteilung von Gebäuden, Anpassung des internationalen Bewertungsrahmens auf österreichische Rahmenbedingungen, Erarbeitung eines Fallbeispiels, 1998 (Projektleitung: Kanzlei Dr. Bruck in Zusammenarbeit mit dem Österreichischen Ökologie-Institut)

Total Quality – ECOBUILDING: Optimierung von Gebäuden durch Total Quality Assessment: Leitfaden Total Quality im Hochbau, Studie im Auftrag des bmvit, bmwa, bmlfuw, Wien, August 2002 (Projektleitung: Österreichisches Ökologie-Institut)

Die **Entsorgungseigenschaften** von Gebäuden wurden in TQ über Maßnahmenkataloge beschrieben („Qualitative“ Bewertung: z.B. Trennbarkeit von Baukonstruktionen). Das vorliegende Projekt ist dafür vorgesehen, die Grundlagen für die Bewertung der Kriterien E.3.1 „OI3 – ökologischer Index der Konstruktion“ und E.4.1 „Entsorgungsindikator“ bereitzustellen. Von den Experten der Entsorgungswirtschaft wird außerdem die niedrige Bepunktung des Einsatzes von Recyclingmaterialien als hinterfragenswert angesehen.

klima:aktiv Gebäudestandard

Der **klima:aktiv Gebäudestandard** zeichnet Dienstleistungsgebäude aus, die besonders hohe Anforderungen wie hohes Planungs- und Ausführungsniveau, niedrigen Energieverbrauch, hohe Arbeitsplatzqualität und hohen Komfort, ausgezeichnete Raumluftqualität und Schonung der Umwelt und des Klimas erfüllen.

Wir erhoffen uns, dass die Ergebnisse des vorliegenden Projekts auch Eingang in den klima:aktiv Gebäudestandard finden.

Bundesabfallwirtschaftsplan

Die wichtigste Grundlage für Abfallaufkommen und Daten zu Verwertungs- und Beseitigungsanlagen in Österreich bildet die Bestandsaufnahme des Bundes-Abfallwirtschaftsplan (BAWP). Das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft hat „zur Verwirklichung der Ziele und Grundsätze des Abfallwirtschaftsgesetzes 2002 (AWG 2002) [...] mindestens alle fünf Jahre einen Bundes-Abfallwirtschaftsplan (BAWP) zu erstellen und über das Internet zu veröffentlichen. Der Bundes-Abfallwirtschaftsplan gilt einerseits als Weißbuch der österreichischen Abfallwirtschaft und andererseits werden die gemeinschaftsrechtlich erforderlichen Programme (z.B. Verpackungen, Batterien) umgesetzt und in den Behandlungsgrundsätzen jener Stand der Technik beschrieben, welcher erforderlich ist, um Beeinträchtigungen der öffentlichen Interessen (§ 1 Abs. 3 AWG 2002) zu vermeiden.“ (BAWP 2006).

Im Bundesabfallwirtschaftsplan (BAWP 2006) wurde ein Maßnahmenbündel zur Vermeidung und Verwertung von Baurestmassen geschnürt. Als begleitende Maßnahme soll ein Gebäudepass die notwendigen Informationen zur optimalen, abfallarmen Bewirtschaftung über den gesamten Lebenszyklus des Gebäudes zur Verfügung stellen. Das vorliegende Projekt bereitet die im erweiterten TQB enthaltenen Daten nach den Anforderungen des BAWP auf, sodass TQB die Anforderungen des BAWP an eine Gebäudedokumentation erfüllt.

8.3 Lösungsansätze im vorliegenden Projekt

8.3.1 Fokus/Schwerpunkte der Arbeit

Der Fokus des Projekts liegt auf der Erarbeitung einer Methode zur Bewertung der Entsorgungseigenschaften im Gebäude. Dafür wurde das Projekt thematisch in folgende Arbeitsschritte unterteilt:

1. Erarbeiten der Grundlagen für die Bewertung der Entsorgungseigenschaften von Gebäuden

2. Erarbeiten der Methode zur Bewertung der Entsorgungseigenschaften von Gebäuden
3. Anwenden der Methode, Sensitivitätsanalyse, Plausibilitätskontrolle und allfällige Anpassungen

ad 1) Für die Bewertung der Entsorgungseigenschaften von Baumaterialien am Lebensende von Gebäuden muss zunächst der Stand der Technik bekannt sein. Im ersten Schritt wurden daher die Entsorgungsprozesse analysiert und die derzeitigen Entsorgungswege (Recycling, Verbrennung, Deponierung) der gängigen Baustoffe recherchiert.

ad 2) Die Entsorgungseigenschaften der Gebäude sollen mittels quantitativer und qualitativer Methoden bewertet werden. Für die quantitative Bewertung wird die Ökobilanz-Methode nach (CML 2001) herangezogen. Bei der Erarbeitung der Methode stehen zwei Fragestellungen im Vordergrund:

- Wie gut bilden die bekannten Ökobilanz-Indikatoren die Entsorgungseigenschaften von Baumaterialien ab?
- Wie können die Umweltbelastungen bzw. -entlastungen aus der Entsorgungsphase zwischen Gebäude und Verwertungsprozess aufgeteilt werden (Allokation)?

Im Anschluss daran wurden Ökobilanzdaten zu Entsorgungsprozessen erhoben. Als wesentliche Quelle wurde ECOINVENT v 2.0 herangezogen. Die Prozesse wurden auf Vollständigkeit und ihre Anwendbarkeit für österreichische Verhältnisse analysiert. Als Ergebnis soll eine Excel-Tabelle mit Indikatorwerten vorliegen, welche die wesentlichen Entsorgungsprozesse für Baumaterialien abbildet. Die Tabelle wird zukünftig als eigenes Blatt in der ECOSOFT WBF Baustoffdatenbank angeführt und kann somit innerhalb von ECOSOFT WBF zur Bilanzierung der Entsorgung von Baumaterialien eingesetzt werden.

Für die qualitative Bewertung wurde ein Bewertungsraster erstellt, das die Entsorgungseigenschaften von Fraktionen bewertet. Ausgangspunkt ist die im Rahmen des Passivhaus-Bauteilkatalogs (IBO 2008) erstellte Matrix, welche die Entsorgungseigenschaften getrennt nach Recycling, Verbrennung und Ablagerung mittels Schulnotensystem bewertet.

ad 3) In einem rekursiven Prozess wird die Methode auf ein Mustergebäude, das IBO-Einfamilienhaus, angewandt. Dabei werden unterschiedliche Bauweisen und unterschiedliche Szenarien angesetzt. Plausibilitätskontrolle und Sensitivitätsanalyse führen zu Anpassung der Methode und Neuberechnung der Ergebnisse.

8.3.2 Einpassung in die Programmlinie und Innovationsgehalt des Projekts

Die Ergebnisse von „ABC-Disposal“ können einen Beitrag zum Gesamtziel nachhaltiger Technologieentwicklung im Rahmen von „Haus der Zukunft“ liefern. Im Zentrum steht die Reduktion des Ressourcenverbrauchs durch Abfallvermeidung und die möglichst hochwertige Verwertung der im Gebäude eingesetzten Materialien nach dem Abbruch.

Eine nachhaltige Technologieentwicklung im Baubereich darf den Aspekt der Entsorgung nicht außer Acht lassen. Nur wenn es gelingt, Gebäude nicht nur energieeffizient, ressourcenschonend und benutzerfreundlich, sondern auch „entsorgungsfreundlich“ zu planen, kann über „nachhaltige“ Gebäude gesprochen werden.

Das vorliegende Projekt legt dafür den fundamentalen Schritt: die Formulierung von Bewertungskriterien und ihre Integration im Gebäudezertifizierungssystem.

8.3.3 Projektteam

Das Projektteam besteht aus den Organisationen

- Österreichisches Institut für Baubiologie und -ökologie GmbH (IBO) und
- Österreichisches Ökologie-Institut (OOI) sowie

Das IBO wurde vertreten durch:

- Mag. Hildegund Mötzl
- Markus Wurm

sowie

- DI Philipp Boogman
- DI Dr Bernhard Lipp
- DI Thomas Zelger

als Konsulenten.

Das OOI wurde vertreten durch:

- DI Christian Pladerer
- DI Markus Meissner
- Ulrich Aschenbrenner

sowie

- Robert Lechner

als Konsulent.

Folgende Experten aus der Abfallwirtschaft erklärten sich freundlicherweise bereit, als Konsulenten unterstützend zu wirken:

- DI Martin Car, BRV Österreichischer Baustoff-Recycling Verband, Karlsg. 5, 1040 Wien
- Ing. Günter Gretzmacher, Oekotechna, Waldmühlgasse 31, 2380 Perchtoldsdorf
- Ing. Thomas Cechovsky und Stefan Riepl, AVE-Zentrale, Wildpretstraße 25, 1110 Wien

Das Projektteam setzt sich somit aus den verschiedensten Fachrichtungen zusammen, wobei Forschung, Beratung und Bewertung im Bereich ökologischer Optimierung von Gebäuden und Nachhaltigkeitsforschung im Vordergrund stehen. Damit können die Kompetenzen der Projektpartner gebündelt und Synergien genutzt werden und für die relevanten Fragestellungen des vorgeschlagenen Projekts zukunftsfähige Lösungen erarbeitet werden.

Die Projekthinhalte werden im Rahmen von Befragungen und einem Workshop Expertinnen und Experten zur Diskussion gestellt und auf Praxistauglichkeit geprüft.

Die Aufteilung der Arbeitspakete innerhalb des Projektteams wird im Folgenden dargestellt:

Arbeitspaket	Organisation
Grundlagenrecherche „Entsorgungswege“	IBO
Grundlagenrecherche „Entsorgungsprozesse“	OOI
Grundlagenrecherche „Allokation“	IBO
Grundlagenrecherche „Indikatoren“	OOI
Ableitung der Bewertungsmethode	IBO
Bereitstellung von Bewertungstools (ECOSOFT)	IBO

Probeweises Anwendung der Bewertungsmethode	IBO
Bewertung der Demonstrationsvorhaben	OOI
Beratung aus der Entsorgungspraxis	BRV, Ökotechna, AVE
Projektleitung, Administration und Berichte	Hildegund Mötzl (IBO)

8. Verwendete Methode und Daten

9.1 Ökobilanz

9.1.1 Einführung

Die Ökobilanz ist eine Methode zur quantitativen Bewertung² der mit einem Produkt verbundenen Umweltaspekte und produktspezifischen potenziellen Umweltwirkungen (EN ISO 14040). Die 4 Stufen einer Ökobilanz sind: Zieldefinition, Sachbilanz, Wirkungsabschätzung und Auswertung der Ergebnisse hinsichtlich der Zielstellung der Studie.

Häufig in Ökobilanzen für Baustoffe anzutreffende Bewertungsindikatoren sind:

Indikator	Wirkung	Einheit
Primärenergieinhalt	Verbrauch an energetischen Ressourcen	MJ
Treibhauspotenzial	Beitrag zur globalen Erwärmung	kg CO ₂ -Äquivalent
Versauerungspotenzial	Versauerung	kg SO ₂ -Äquivalent
Photooxidantien-Bildungspotenzial	Bildung von Photooxidantien	kg Ethylen-Äquivalent
Ozonabbaupotenzial	Ausdünnung der stratosphärischen Ozonschicht	kg CFC-11-Äquivalent
Eutrophierungspotenzial	Überdüngung	kg PO ₄ ³⁻ -Äquivalent

Tabelle 2: Häufig gebrauchte Indikatoren in Ökobilanzen von Baustoffen

Weitere Details zur Ökobilanz siehe Anhang A3 „Ökobilanzen“.

Die Ökobilanz soll den gesamten Lebensweg eines Produkts umfassen. Für Baumaterialien werden dennoch häufig stufenkumulierte Ökobilanzmodule bis zur Bereitstellung des auslieferfertigen Produktes beim Produzenten erstellt. Grund dafür ist, dass die Baumaterialien nur Vorprodukte für das Endprodukt Gebäude darstellen. Erst auf Gebäudeebene kann der Lebenszyklus daher sinnvoll geschlossen werden.

9.1.2 Bilanzmodell der Studie

Allgemeine Zieldefinition

Ziel: Erarbeiten einer Methode zur Bewertung der Entsorgungseigenschaften von Baumaterialien am Lebensende von Gebäuden

Anwendung auf Beispiele (IBO-Einfamilienhaus, Haus-der-Zukunft-Demoprojekte)

Fördergeber: BMVIT, Programm „Haus der Zukunft“

Zielgruppe: AssessorInnen, BauträgerInnen, PlanerInnen, PolitikerInnen

² Eine quantitative Methode ist eine Vorgehensweise zur numerischen Darstellung ökologischer Sachverhalte.

Anwendungsabsicht: Die Methode soll im Rahmen des umfassenden Gebäudezertifizierungssystems Total Quality Building als Bewertungskriterium herangezogen werden.

Methode: Ökobilanz und qualitative Bewertung (siehe Kap. 10.2)

Funktionseinheit bzw. Deklarationseinheit

Aus praktischen Überlegungen werden die Indikatorwerte in der Referenzdatenliste pro kg Bauprodukt angegeben³. Dieselben Überlegungen gelten für die Entsorgungsprozesse.

Systemgrenzen

Die vorliegende Studie betrifft die Ökobilanz für

- die Herstellung von Gebäuden
- die Entsorgung von Gebäuden

Die Herstellung von Gebäuden ist nicht unmittelbarer Betrachtungsgegenstand der Studie, die Ökobilanz-Indikatoren für die Herstellung dienen als Referenzsystem für die Ergebnisse der Ökobilanz bei der Entsorgung. Die Systemgrenzen und methodischen Annahmen zu den IBO-Referenzdaten sind in (IBO 2009) ausführlich beschrieben und können unter http://www.ibo.at/documents/LCA_Methode_Referenzdaten_kurz_091009.pdf abgerufen werden.

Die Nutzungsphase und alle Transporte ab Werk bis zum Ende des Lebensweges werden in der vorliegenden Studie nicht berücksichtigt.

Die Systemgrenze umfasst das gesamte Gebäude. Nebengebäude oder Freiraumgestaltung werden nicht berücksichtigt.

Die Systemgrenze umfasst die Gesamtheit aller beim Abbruch stattfindenden Prozesse sowie alle Transporte zum Zwischenlager, zur Aufbereitungs- oder zur Beseitigungsanlage.

Die erweiterte Bilanzgrenze enthält auch den Verwertungsprozess selbst (siehe „Allokationsmethode“).

Die bilanzierten Prozesse entsprechen dem heutigen Stand der Technik. Es werden alle vorgelagerten Prozesse ohne Rücksicht auf geografische Grenzen zurückverfolgt.

³ Der Schlussentwurf der prEN 15804 schreibt für Umweltdeklarationen von Bauprodukten 1 Tonne als Bezugseinheit für Massen vor, eine andere Bezugseinheit muss begründet werden. Begründung für Kilogramm: Der Bezug auf 1 t führt auf Baustoffebene zu unübersichtlich kleinen Zahlen mit mehreren Kommastellen. Auf Gebäudeebene kann die Umrechnung auf Tonnen einfach erfolgen.

9.1.3 Allokationsmethode

Im Rahmen der vorliegenden Studie erfolgte eine umfangreiche Literaturrecherche zum Stand der Normung und der Wissenschaft bezüglich Allokationen (siehe auch Anhang 3 „Ökobilanz – Methodische Grundlagen“).

Aus der Literatur wurden vom Projektteam weiterverfolgbare Allokationsmethoden identifiziert und auf das vorhandene Datenmaterial angewandt. Die Ergebnisse wurden in einem Stakeholder-Workshop präsentiert und diskutiert.

Erst durch die intensive Beschäftigung mit dem Thema „Allokation“ kam das Projektteam zur Erkenntnis, dass es im Rahmen der vorliegenden Studie nicht möglich, nicht sinnvoll und nicht norm-konform ist, eigene Allokationsregeln für die Entsorgungsphase aufzustellen. Abschnitt 4.3.4.2 von ISO 14044: „Im betrachteten System muss für ähnliche Inputs und Outputs eine einheitliche Allokation angewendet werden. Wird zum Beispiel eine Allokation für nutzbare Produkte durchgeführt, die das System verlassen, muss dieses Allokationsverfahren dem Allokationsverfahren für die dem System zugeführten Produkte gleichen.“

Diese Anweisung hätte bedeutet, dass wir die für die Entsorgungsphase am besten geeignete Allokationsmethode auch auf die Sachbilanzen der Herstellung von Baumaterialien anwenden hätten müssen. Um die Aufwendungen nicht überborden zu lassen, mussten deshalb in der vorliegenden Studie die in der IBO-Methode zur Bilanzierung der Referenzdaten für die Herstellung festgelegten Allokationsregeln übernommen werden (IBO 2009):

- Cut-Off-Methode: berücksichtigt keine Vor- oder Nachteile, vergibt also keine Gutachten für stoffliche und thermische Verwertung, Systemgrenze endet bei der Übergabe an das nächste Produktsystem (z.B. Zwischenlager für Metalle, Aufbereitungsanlage für Stahlbeton und Armierungsstahl)
- Closed-Loop-Verfahren für Metalle, wobei zwischen Recyclinganteil und Recyclingquote gemittelt wird

Bei der Bilanzierung der Herstellung bringt die Cut-Off-Methode Vorteile für den Einsatz von Recyclingmaterialien, da sie „gratis“ ans nächste Produktsystem übergeben und nicht durch Belastungen aus dem vorherigen Produktsystem beladen werden. Diese Vorteile wandeln sich am Ende der Lebensphase ins Gegenteil: Die „Produktion“ von Recyclingmaterialien wird nicht belohnt. Recycling erspart nur die Aufwendungen für die Beseitigung der Materialien, welche aber – wie die Ergebnisse zeigen werden – im Gesamtlebenszyklus ohnehin kaum zum Tragen kommen.

Weiters fordert ISO 14044 Abs 4.3.4.1, dass eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt werden muss, wenn mehrere alternative Allokationsverfahren zulässig erscheinen, um die Folgen des Abweichens vom ausgewählten Ansatz darzustellen. Diese Sensitivitätsanalyse wurde in der vorliegenden Studie am Beispiel der Altholzverbrennung durchgeführt. Das Ergebnis der Sensitivitätsanalyse: Die Ergebnisse reagieren hoch sensibel auf die gewählte Allokationsmethode. Die ISO 14044 gibt nun aber keine Hilfestellung, wie in einem solchen Fall vorzugehen ist. Weder gibt es eine „objektiv richtige“ Herangehensweise, welche der

Allokationsmethoden ausgewählt werden soll, noch gibt die ISO Anweisungen, wie in einem solchen Fall mit den Ergebnissen umgegangen werden soll. Im Workshop kristallisierte sich die strikte Co-Produkt-Allokationsmethode als die akzeptabelste Methode heraus. Der Frage der Allokation muss in einem übergeordneten Projekt noch einmal nachgegangen werden, zwischenzeitlich muss trotz deren Mängel (siehe Anhang 3 „Ökobilanz“) die Cut-Off-Methode herangezogen werden.

Im CEN TC 350 wird derzeit intensiv über Allokationsverfahren diskutiert. Die Ergebnisse der Diskussion sind abzuwarten. Wir erwarten (bzw. erhoffen) uns vom CEN TC 350 mangels anerkannten Stands der Technik keine Festschreibung von Allokationsregeln in Form einer Norm. Eine Normierung im Sinne einer Entscheidung für eine bestimmte Allokationsregel würde aus unserer Sicht die Weiterentwicklung der Methode der Ökobilanz behindern. Technische Regeln über die unterschiedlichen Allokationsmethoden bzw. Hilfestellungen für die Herangehensweise bei der Auswahl von Allokationsmethoden wären aber durchaus hilfreich.

Zusammenfassend bedeutet die Anwendung der Cut-Off-Methode für die vorliegende Studie, dass in Übereinstimmung mit der ecoinvent 2000 Methode kein Bonus oder Belastungsausgleich für rezykliertes Material gegeben wird (Frischknecht et al 2007). Es werden auch keine partiellen Allokationen der Belastungen durch den Recyclingprozess zwischen Primärprodukt und Sekundärprodukt gemacht. Stattdessen werden die Systemgrenzen vor dem Recyclingprozess gesetzt. Im System sind aber die Aufbereitungsanlage und die Entsorgung von nicht-rezyklierbaren Materialien enthalten. Abfall mit hohem Recyclinganteil wird somit um Belastungen aus der Beseitigung entlastet.

9.2 Daten

Basisdaten

Die Sachbilanzdaten für die Entsorgung von Baumaterialien des Gebäudes werden mit den Background-Datensätzen (Basisdaten) verknüpft. Dies kann mit Hilfe von LCA-Software wie z.B. SimaPro 7 erfolgen.

Für Transportsysteme, Energiesysteme, Baumaterialien kommen folgende Basisdaten zur Anwendung:

Prozess	Basisdatensatz	Bezugsquelle
Baumaterialien	IBO-Referenzdaten	www.ibo.at
Transportsysteme	ecoinvent-Transportprozesse nach (SPIELMANN et al. 2007)	www.ecoinvent.org
Energiesysteme	ecoinvent v 2.0 (FRISCHKNECHT et al. 2007)	www.ecoinvent.org
Entsorgungsprozesse	ecoinvent v 2.0 (FRISCHKNECHT et al. 2007)	www.ecoinvent.org

Tabelle 3: Quellen für Basisdaten in der Ökobilanz

Gebäudedaten

Die wesentlichen Angaben zu den Flächen und den geplanten Baukonstruktionen können in der Regel den Einreichplänen entnommen werden.

Die Bestimmung der Konstruktionsflächen erfolgt nach den Vorgaben für den OI3-Indikator (Bruttoflächen wie bei der Energieausweisberechnung) Für Innenwände und Geschossdecken werden die Nettoflächen herangezogen.

Daten zur Entsorgung von Baumaterialien und Rückbauszenarien

Die Datenerhebung zur Entsorgung der Baumaterialien erfolgt über mehrere Wege:

- Literaturrecherche
- Befragung von Herstellern
- Befragung von Entsorgungsunternehmen und -verbänden

9. Ergebnisse des Projekts

10.1 Wissensbasis – Grundlagen für die Bewertung der Entsorgungseigenschaften

Der Entwicklung der Bewertungsmethode ging eine umfassende Grundlagenrecherche voraus. Der wesentliche Teil umfasste die Recherche über die Entsorgungseigenschaften und -praxis aller relevanten Baumaterialien. Im Weiteren wurden die Entsorgungsprozesse und deren Ökobilanz näher untersucht. Die Ergebnisse sind in den Anhängen

- A1 Entsorgungsprozesse – Grundlagenrecherche
 - A2 Entsorgungswege der Baustoffe
- zu finden.

10.2 Methoden zur Bewertung der Entsorgungseigenschaften

10.2.1 Überblick

Im Folgenden wird die Herangehensweise für die qualitative und quantitative Bewertung der Entsorgungseigenschaften von Baumaterialien am Lebensende von Gebäuden ausführlich beschrieben.

Am Anfang der Diskussion stand die Wahl der Messgröße. In der engeren Auswahl standen Masse oder Volumen. Gemeinsam mit den Experten aus der Entsorgungspraxis wurde schlussendlich die Masse als Messgröße festgelegt. Dabei wurden die Vorteile (die Bewegung von Massen hat Einfluss auf viele ökologische Wirkungen, die Funktionseinheit der Entsorgungsprozesse in ecoinvent v2.0 ist die Masse) und die Nachteile (leichte Materialien wie Dämmstoffe oder sperrige Materialien nehmen ebenfalls beträchtlichen „Raum“ ein, werden aber über die Masse nicht entsprechend erfasst) abgewogen.

Unter Berücksichtigung der gefundenen Messgröße erfolgt die Bewertung der Entsorgungseigenschaften von Gebäuden in mehreren Schritten:

1. Erstellen der Massenbilanz des Gebäudes, aufgeschlüsselt nach den eingesetzten Baumaterialien in Abhängigkeit ihrer Verbindung zu den angrenzenden Bauteilschichten (= ihrer Trennbarkeit)
2. Zuordnung von Entsorgungswegen zu den erhaltenen Fraktionen
3. Quantitative Bewertung (Ökobilanz)
4. Qualitative Bewertung („Entsorgungsmatrix“)

Die Bilanzierung der Baukonstruktionen und Gebäude erfolgt mit ECOSOFT V 3.4.2 (ECOSOFT 3.4.2).

10.2.2 Erstellen der Massenbilanz

In ECOSOFT 3.4.2 wurde ein neues Feature programmiert, das per Menü-Auswahl (ECOSOFT / „Statistik Baustoffe in Gebäude“) ein Tabellenblatt mit einer Liste aller im Gebäude eingesetzter Baumaterialien erzeugt. Als Eigenschaften werden

- die Konstruktion, in der das jeweilige Baumaterial eingebaut ist,
 - die Masse pro m²,
 - die Fläche des jeweiligen Bauteils im Gebäude
 - die Masse des jeweiligen Baumaterials im Gebäude (=Masse/m² x Fläche in m²)
- automatisch in die Liste eingetragen.⁴

Konstruktion	Baustoff	Masse (kg/m ²)	Fläche (m ²)	Masse ges (kg)
AWm05_g	Silikatputz	3,50	200	700,00
AWm05_g	Putzgrund (Silikat)	0,25	200	50,00
AWm05_g	Glasfaserarmierung	0,16	200	32,00
AWm05_g	Klebspachtel	8,00	200	1.600,00
AWm05_g	Dübel kompl. 38cm	0,05	200	10,00
AWm05_g	Polystyrolexpandiert (EPS) -F	5,22	200	1.044,00
AWm05_g	Polystyrolexpandiert (EPS) -F	0,18	200	36,00
AWm05_g	Klebspachtel	4,50	200	900,00
AWm05_g	Hochlochziegel	200,00	200	40.000,00
AWm05_g	Mörtel	20,00	200	4.000,00
AWm05_g	Kalkzementputz	27,00	200	5.400,00
DAm07_g	Kies	108,00	79	8.532,00
DAm07_g	Vlies (PP)	0,14	79	11,06
DAm07_g	Polystyrol extrudiert CO2-geschäumt (XPS)	6,84	79	540,36
DAm07_g	Polymerbitumen-Dichtungsbahn	8,60	79	679,40
DAm07_g	Polystyrol expandiert (EPS)-W25	4,75	79	375,25
DAm07_g	Polystyrol expandiert (EPS)-W25	0,25	79	19,75
DAm07_g	Normalbeton	460,00	79	36.340,00
DAm07_g	Armierungsstahl	16,00	79	1.264,00
DAm07_g	Gipsspachtel	4,80	79	379,20

usw. usf.

Tabelle 4: Auszug aus einer automatisch in ECOSOFT V 3.4.2 erstellten Liste über alle im Gebäude eingesetzten Baumaterialien

Zu Beginn der Studie stand die Idee, dass nun die Entsorgungswege der Baumaterialien auf Basis statistischer Angaben festgelegt werden sollten (z.B. „durchschnittlich 68 % Recyclingrate für Baurestmassen, Rest geht in Deponie“). Bei der Anwendung der Methode auf das Musterhaus (siehe 10. 3) zeigte sich aber sehr rasch, dass Entsorgungsszenarien in Ab-

⁴ Manuell nachzubearbeiten sind Baumaterialien, welche in der IBO-Referenzdatenbank eine andere Deklarationseinheit als „kg“ haben, z.B. Dübel (Deklarationseinheit Stück).

hängigkeit von der konkreten Anwendung des Baumaterials zu treffen sind, um individuelle Entsorgungseigenschaften herauszuarbeiten.

Im nächsten Schritt werden die Bauteile daher virtuell rückgebaut. Dabei wird von einem geordneten Rückbau ausgegangen, da bei einem „Abbruch mit der Birne“ alle noch so engagierten Bemühungen in der Planung zunichte gemacht und ihren Sinn verlieren würden. Sortenrein trennbare Bauteilschichten werden also voneinander getrennt, bei nicht sortenrein lösbar verbundenen Schichten werden Annahmen über die am benachbarten Bauteil verbleibenden Grenzschichten getroffen. Nicht trennbare Bauteile werden gemeinsam entsorgt. Es empfiehlt sich, in diesem Schritt möglichst aussagekräftige Bezeichnungen zu wählen. Unsere Bezeichnungssystematik ist z.B. die folgende:

- Bei sortenrein trennbaren Bauteilschichten entspricht der Name einfach dem des Baumaterials (in der Regel der Name in ECOSOFT). Wenn für die technische Anwendung spezifische Unterscheidungen aus entsorgungstechnischer Sicht unerheblich sind, verallgemeinern wir den ECOSOFT-Namen, um gemeinsame Fraktionen zu erhalten (z.B. „Glaswolle MW-W“ und „Glaswolle MW-T“ werden beide mit „Glaswolle“ bezeichnet).
- Nicht sortenrein lösbar verbundene Schichten: Der Name richtet sich nach dem Hauptbaustoff (deutlich größere Masse). In der Klammer danach wird die verunreinigende Grenzschicht angegeben. Nach einem Schrägstrich wird die jeweilige Unterfraktion angeführt.
- Bauteilschichten mit etwa gleich großer Masse, die nicht getrennt werden können bzw. von denen angenommen werden kann, dass sie nicht getrennt werden, werden unter einem Namen zusammengefasst (z.B. „Polystyrol-WDVS“). Die jeweilige Unterfraktion wird wieder nach dem Schrägstrich angeführt.

Die Zerlegung in Unterfraktionen dient nur als Datum für die weiteren Bewertungsschritte. Es wird angenommen, dass die gesamte Fraktion gemeinsam entsorgt wird.

Beispiel: Ein vermörtelter Hochlochziegel mit Wärmedämmverbundsystem (verklebt) wird in folgende Fraktionen und Unterfraktionen zerlegt:

Baustoff	Masse (kg)	Fraktion	Masse (kg)
Silikatputz	700	Polystyrol-WDVS / anorg	2.392
Putzgrund (Silikat)	50	Polystyrol-WDVS / organ	1.044
Glasfaserarmierung	32		
Klebspachtel	1.600		
Dübel kompl. 38cm	10		
Polystyrol expandiert (EPS) -F	1.044		
Polystyrol expandiert (EPS) -F	360	Ziegel (EPS) / organ	36
Klebspachtel	900	Ziegel (EPS) / anorg	10.300
Hochlochziegel	40.000	Ziegel (EPS) / Ziegel	40.000
Mörtel	4.000		
Kalkzementputz	5.400		

Tabelle 5: Unterfraktionen aus einem vermörtelten Ziegel mit Wärmedämmverbundsystem (verklebt). Die Unterfraktionen von Polystyrol-WDVS und Ziegel werden jeweils gemeinsam entsorgt, die Aufteilung in Unterfraktionen dient nur als Grundlage für die weiteren Bewertungsschritte.

10.2.3 Zuordnung der Entsorgungswege

Den auf diese Weise gewonnenen Fraktionen werden im nächsten Schritt Entsorgungswege zugeordnet. Die Entsorgungswege leiten sich aus den in der Grundlagenrecherche „Entsorgungswege für Baustoffe“ gewonnenen Erkenntnissen ab. Gemäß derzeitigem Diskussionsstandpunkt des CEN TC 350 ist dabei von „zum Zeitpunkt der Bewertung verfügbaren Prozesse und Techniken“ auszugehen.

Beispiel:

Fraktion	Weg	Masse (kg)
Polystyrol-WDVS / anorg	mva	2.392
Polystyrol-WDVS / organ	mva	1.044
Ziegel (EPS) / organ	dep	36
Ziegel (EPS) / anorg	dep	10.300
Ziegel (EPS) / Ziegel	dep	40.000

Tabelle 6: Zuordnung von Entsorgungswegen („Weg“) zu den Fraktionen (dep = Deponierung, mva = Müllverbrennung)

Für die Annahmen zur Deponierung werden folgende Annahmen getroffen:

- Aufgrund der Annahme des geordneten Rückbaus fallen organische und metallische Verunreinigungen nur als geringfügige Verunreinigungen von Baurestmassen an.
- In der Beurteilung der Entsorgungsqualitäten richtet sich nach den potenziellen Eigenschaften, nicht nach dem tatsächlichen Entsorgungsweg. Beispielsweise verursacht eine Massenabfalldeponie höhere Hintergrundbelastungen in der Ökobilanz als eine Baurestmassendeponie. Ein Baustoff, der auf Baurestmassendeponie entsorgt werden kann, aber aus irgendeinem Grund „zufällig“ auf einer Massenabfalldeponie entsorgt wird, wird daher in einer Ökobilanz mit höheren Belastungen beladen. Da es in der vorliegenden Studie um die Beurteilung der Entsorgungseigenschaften bei der Auswahl von Baumaterialien in der Planung geht, sollen aber die baustoffspezifischen Charakteristika zum Tragen kommen, nicht die Eigenschaften unterschiedlicher Entsorgungsanlagen.

Für die weiteren Bewertungsschritte ist es notwendig (für die qualitative Bewertung) bzw. sinnvoll (für die Ökobilanz), die Fraktionen nach den Entsorgungswegen Deponierung, Abfallverbrennung und Recycling zu ordnen. Dies geschieht am einfachsten, indem man in Excel eine Pivot-Tabelle über die Massen sortiert nach Entsorgungsweg und Fraktionen anlegt. Einen beispielhaften Ausschnitt daraus zeigt Tabelle 7:

Summe - Masse		
Art	Baustoff	Ergebnis
Deponierung	Beton (armiert Gips) / EPS	20
	Beton (armiert Gips) / Gips	1.138
	Beton (armiert) / Bitumen	679
	Beton (Fliesen PE) / Beton	7.900
	Gipskartonplatte (Flammschutz)	425
	Glaswolle	191
	Stahl niedriglegiert	4
	uswuf	

Tabelle 7: Ausschnitt aus der Pivot-Tabelle über die Fraktionen. Masse in kg

Ab hier trennen sich die Wege für die qualitative und quantitative Bewertung.

10.2.4 Ökobilanz (quantitative Bewertung) der Entsorgung

Den Fraktionen werden Entsorgungsprozesse aus der Liste mit vorhandenen Wirk-Indikatoren zugeordnet (Tabelle „Entsorgungsprozesse“ der Baustoff-Tabelle in ECOSOFT V 3.4.2).

Summe - Masse			
Art	Baustoff	Masse (kg)	Entsorgungsprozess
Deponierung	Beton (armiert Gips) / EPS	20	Verunreinigungen auf Deponie, über Sortieranlage
	Beton (armiert Gips) / Gips	1.138	Verunreinigungen auf Deponie, über Sortieranlage
	Beton (armiert) / Bitumen	679	Verunreinigungen auf Deponie, über Sortieranlage
	Beton (Fliesen PE) / Beton	7.900	BRM auf Deponie
	Gipskartonplatte	425	Gips auf Deponie
	Glaswolle	191	Mineralwolle auf Deponie
	Stahl niedriglegiert	4	Verunreinigungen auf Deponie, direkt
	uswuf		

Tabelle 8: Den Fraktionen der Pivot-Tabelle (siehe Tabelle 7) werden Entsorgungsprozesse aus ECOSOFT V3.4.2 zugeordnet.

Über die Entsorgungsprozesse kann nun neuerlich eine Pivot-Tabelle erzeugt werden. Diese Pivot-Tabelle – die Massenbilanz über die einzelnen Entsorgungsprozesse – kann auch als erstes Bewertungsergebnis angesehen werden.

Diese Massenbilanz dient gleichzeitig als Sachbilanz für die Berechnung der Ökobilanz-Indikatoren. Die Bilanzierung kann über die Eingabe als eigene „Bauteil“-Blätter in ECOSOFT V 3.4.2 erfolgen. Gute Transparenz erhält man, wenn man ein eigenes Tabellenblatt für jeden Entsorgungsweg („Deponierung“, „Verbrennung“, „Recycling“) anlegt.

Entsorgungsweg	Fraktion	Masse (kg)
Deponierung	Beton (bewehrt) auf Deponie	64.414
	Beton auf Deponie	18.960
	BRM auf Deponie	66.315
	Verunreinigungen auf Deponie, direkt	4
	Verunreinigungen auf Deponie, über Sortieranlage	2.279
	Fensterglas auf Deponie	421
	Gips auf Deponie	1.563
	Glaswolle auf Deponie	191
Deponierung Ergebnis		154.146
Recycling	Aluminium zu Recycling	248
	Armierungsstahl zu Recycling	6.473
	Beton (bewehrt) zu Recycling	145.360
	Beton zu Recycling	7.900
	Kies zu Recycling	29.862
	Stahlblech, verzinkt zu Recycling	30
	Ziegel zu Recycling	9.139
Recycling Ergebnis		199.012
Verbrennung	Beschichtetes Holz in MVA	1.307
	Bitumenbahn in MVA	679
	Papier in MVA	12
	Polyolefin in MVA	37
	Polystyrol in MVA	2.615
	PS/WDVS anorg in MVA	2.392
	PS/WDVS organ in MVA	1.044
Verbrennung Ergebnis		8.087
Gesamtergebnis		361.244

Tabelle 9: Massenbilanz über die Entsorgungsprozesse am Beispiel eines Einfamilienhauses. Diese Tabelle ist ein erstes Bewertungsergebnis und dient gleichzeitig als Sachbilanz für die Berechnung der Ökobilanz-Indikatoren.

10.2.5 Qualitative Bewertung

Die qualitative Bewertung setzt wie die Ökobilanz bei der Pivot-Tabelle als Ergebnis des Schritts 10.2.3 „Zuordnung der Entsorgungswege“ an (siehe Tabelle 7). Für die qualitative Bewertung müssen aber noch die Materialverluste beim Recycling berücksichtigt werden⁵.

Auf Basis der Grundlagenrecherchen „Entsorgungswege der Baustoffe“ (Anhang 2) und der Diskussion mit den Experten der Entsorgungswirtschaft werden folgende Annahmen für die Verlustraten angesetzt:

⁵ In den Ökobilanz-Indikatoren für die Entsorgungsprozesse sind diese bereits enthalten.

Baustoff	Kriterium	Verlustrate	Entsorgung der Verluste
Kies		5 %	Deponierung
Holz		5 %	Verbrennung
Asphalt		2 %	Deponierung
Beton	Aufbereitung in Sortieranlage	5 %	Deponierung
Sonstige min. Baurestmassen, sortenrein	Aufbereitung in Sortieranlage	10 %	Deponierung
Mineralische Baurestmassen mit Verunreinigung	Aufbereitung in Sortieranlagen	25 %	Deponierung
Armierungsstahl	Aufbereitung in Sortieranlage	5%	Deponierung
Metallprofile und -elemente		5%	Deponierung
Beschichtete Metallprofile		15%	Deponierung
Türklinken, dünne Bleche		15%	Deponierung
Federschienen		50%	Deponierung
Alu-Dampfsperren		50%	Deponierung
Nägels, Schrauben		50%	Deponierung
Nägels, Schrauben	Menge im Bauteil < 0,5 kg/m ²	100%	Deponierung

Tabelle 10: Materialverluste bei der Sammlung und Aufbereitung von Baustoffen für das Recycling

Die daraus resultierenden Materialverluste werden mit Ausnahme der Verluste aus der Holz-Wiedergewinnung und der Polystyrol-Aufbereitung der Deponierung zugeordnet.

Im nächsten Schritt werden die einzelnen um die Verlustraten korrigierten Fraktionen qualitativ bewertet. Die Bewertung erfolgt getrennt nach den Entsorgungswegen Recycling, Verbrennung und Deponierung. In der jeweiligen Kategorie werden die Eigenschaften in 4 Klassen unterteilt. Die Beurteilungskriterien zeigt Tabelle 11. Die Grundlagen für die Einstufung wurden in der Detailrecherche „Entsorgungswege von Baustoffen“ erarbeitet.

		1 Ausgezeichnet	2 Sehr gut	3 Mit Schwachstellen	4 Problematisch
1	Recycling	Wiederverwendung, -verwertung zu technisch gleichwertigem Sekundärprodukt oder -rohstoff	Recyclingmaterial wird mit geringem Aufwand sortenrein gewonnen und kann hochwertig verwertet werden.	Recyclingmaterial ist verunreinigt, kann mit höherem Aufwand rückgebaut und nach Aufbereitung verwertet werden	Downcycling
2	Verbrennung	Hoher Heizwert (> 11 MJ/kg), sortenrein, natürliche Metall- und Halogengehalte im ppm-Bereich	Hoher Heizwert, geringe Metall- oder Halogengehalte (< 1 M%)	Hoher Stickstoffgehalt oder geringer Heizwert, geringe Metall- oder Halogengehalte (< 1 M%)	Hoher Metall- oder Halogengehalt
3	Deponierung	Zur Ablagerung auf Inertabfalldeponie geeignete Abfälle	Mineralische Baurestmassen mit geringen Verunreinigungen, ausgenommen der in Klasse 3 und 4 eingeordneten Materialien	Baurestmassenqualität Anh. 2 Tab. 2, insbesondere gipshaltige, faserförmige oder mineralisierte organische Materialien sowie Materialien mit geringen nicht-mineralischen Bestandteilen	Organisch-Mineralischer Verbund, Metalle als Verunreinigungen von Baurestmassen

Tabelle 11: Beurteilungskriterien für die qualitative Einstufung beim Rückbau eines Gebäudes anfallenden Fraktionen

Beispiele für die Einstufung diverser Fraktionen zeigt die folgende Tabelle:

	Art	1 Ausgezeichnet	2 Sehr gut	3 Mit Schwachstellen	4 Problematisch
1	Recycling	Sortenreiner Beton, Metall, Pflastersteine, Kies, KVH, Leimbinder, Asphalt	Beton, Ziegel, Dachziegel, Kalksandstein	mit organischer Bestandteilen verunreinigter Beton und Ziegel	PVC-Fenster, Verbundmaterialien, z.B. EPS-Beton
2	Verbrennung	Unbehandelte Produkte aus Holz (Latten, Verschalungen)	Beschichtetes Holz, Polyethylen, EPS, ...	EPS-WDVS, Bitumenbahnen, Schafwolle, Polyurethan	Produkte aus Weich-PVC (Bodenbeläge, Folien, ...), Metalle
3	Deponierung	Glas, Keramik, Fliesen	Nicht rezyklierbarer Beton, Ziegel und Porenbeton; Mineralschaumplatte, Schaumglas, Perlite, Blähton, Blähglas	Glaswolle, Gipskarton/faserplatten, Gipsputz, auf Beton anhaftender Kunststoff, min. geb. Holzspan/ Holzwolle, Bitumen, Faserzement	Metalle, EPS-Beton, EPS-Schalsteine, Schalsteine mit organischem Dämmmaterial

Tabelle 12: Beispiel für die Einstufung der beim Rückbau eines Gebäudes anfallenden Fraktionen

Die qualitative Bewertung kann wiederum als Pivot-Tabelle dargestellt werden (Beispiel in Tabelle 13).

Summe - Masse	Klasse				Gesamtergebnis
Art	1	2	3	4	
Deponierung	210	42.740	123.691	369	167.010
Recycling	111.305	10.053	64.733		186.092
Verbrennung		3.991	4.151		8.142
Gesamtergebnis	111.515	56.784	192.576	369	361.244

Tabelle 13: Beispiel für die Ergebnis-Tabelle über die qualitative Einstufung der aus dem Rückbau eines Gebäudes anfallenden Fraktionen. Masse in kg

Als Orientierung für die Interpretation der Tabelle gilt:

- Die Abfallmenge sollte möglichst gering sein.
- Der Deponierungsanteil sollte möglichst gering sein.
- Der Recyclinganteil sollte möglichst hoch sein.
- Die Klassenbewertung sollte möglichst gut sein.

10.3 Anwendung der Bewertungsmethode

10.3.1 Vorgangsweise

Am Beispiel des IBO-Einfamilienhauses sollen die Erkenntnisse aus der Grundlagenforschung („Entsorgungswege für Baustoffe“, „Entsorgungsprozesse“, „Allokation“) angewandt und daraus eine Methode zur Bewertung der Entsorgungseigenschaften von Gebäuden abgeleitet werden. Das Gebäude wird einmal in Leichtbauweise und einmal in Massivbauweise ausgeführt. Konstruktive Ausgangsvarianten sind jeweils Konstruktionen aus dem IBO-Passivhaus-Bauteilkatalog. Die Konstruktionen werden variiert, um die Auswirkung unterschiedlicher Baumaterialien auf die Bewertungsmethode zu prüfen.

10.3.2 Beschreibung des Gebäudes

Für die Ableitung der Methode wird ein Modellhaus, das IBO-Einfamilienhaus, herangezogen (MÖTZL et al, 2007). Das Gebäude besteht aus zwei Geschossen und einem Kellergeschoß (innerhalb der thermischen Gebäudehülle) mit einer Bruttogeschossfläche von 79 m² pro Etage.

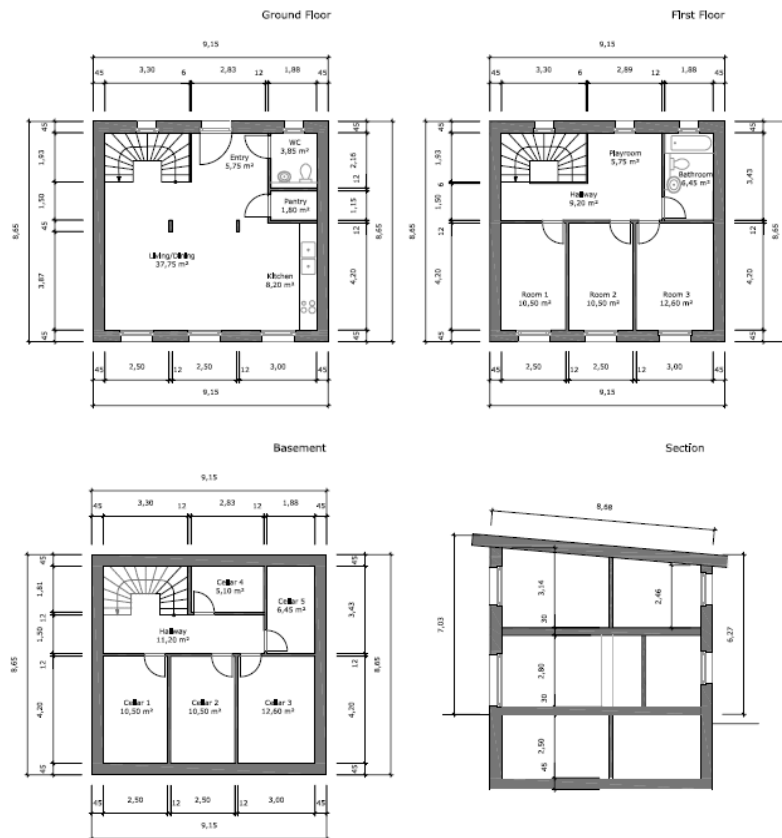


Abbildung 1: IBO-Modell-Einfamilienhaus - Grundrisse und Schnitt

Beschreibung	Wert
Geschoße	Kellergeschoß, Erdgeschoß, Dachgeschoß mit Pultdach
Anzahl Räume	4
Anzahl Bewohner	2.5
Abmessungen	Wert
Mittlere Raumhöhe (netto)	2.80 m
Bodenfläche	79,15 m ²
Dachfläche	79,42 m ²
Außenwände	200 m ²
Erdberührte Außenwände	106,8 m ²
Innenwände Typ 1	100 m ²
Innenwände Typ 2	20 m ²
Fenster	19,33 m ²
Formfaktor (Oberfläche/Volumen)	0.72 1/m

Tabelle 14: Kennwerte des IBO-Modell-Einfamilienhauses

Zur umfassenden Erprobung der Methode wird das Gebäude einmal in Holz- und einmal in Massivbauweise ausgeführt. Die detaillierten Aufbauten sind im Anhang A4 dargestellt. Die wesentlichen Charakteristika der Ausgangsvarianten in den beiden Bauweisen zeigt die folgende Tabelle:

Bauteil	Massivbauweise	Holzleichtbauweise
Fundament	Bodenplatte mit unterseitiger XPS-Dämmung	
Erdberührte Außenwände	Betonschalstein mit Kernbeton und XPS-Perimeterdämmung	
Außenwand	Ziegelwand mit Wärmedämmverbundsystem	Holzständerwand mit Holzverkleidung (außen) und Vorsatzschale (innen)
Flachdach	Stahlbeton mit Duodachaufbau	Sparrendach mit Umkehrdachaufbau
Geschossdecke	Stahlbetondecke mit Nassestrich	Tramdecke mit Nassestrich
Kellerdecke	Stahlbetondecke mit Nassestrich	
Innenwand Typ 1	Verputzte Ziegelwand	Metall-Einfachständerwand, doppelt beplankt
Innenwand Typ 2	Metall-Einfachständerwand, einfach beplankt	

Tabelle 15: Konstruktions-Ausgangsvariante für das IBO-Einfamilienhaus in Massiv- bzw. Holzleichtbauweise

10.3.3 Beschreibung der Szenarien

Die Szenarien zur Rückbau und Entsorgung sind bei den jeweiligen Konstruktionen detailliert im Anhang A4 unter „Annahmen zu Rückbau und Entsorgung“ dargelegt. Ausgangsbasis ist jeweils das Gebäude in Passivhaus-Bauweise („gängiger“ Aufbau von Konstruktionen aus dem Passivhaus-Bauteilkatalog (IBO 2008), allenfalls mit geringen Abänderungen zur Vereinfachung der Aussage, Kürzel „PH“) und die sich aus unserer Interpretation der Grundlagenrecherche ergebenden Entsorgungswege bei geordnetem Rückbau.

In der Massivbau-Ausgangsvariante wird von einem kontrollierten Rückbau verklebter Dämmungen (WDVS, Warmdach) vor Ort ausgegangen. Im Szenario 1 wird angenommen, dass die Dämmung erst in der Sortieranlage vom mineralischen Untergrund getrennt wird.

Die weiteren Szenarien gehen wieder von der Ausgangsbasis aus und stellen Varianten der Aufbauten dar. Die erste Variante sieht eine Reduktion der Wärmedämmung auf Niedrigenergiehausbauweise („NEH“) vor⁶. Bei den weiteren Varianten wird erforscht, ob und wie die Bewertungsmethoden diverse (ev. auch vermeintliche) ökologische Optimierungen abbilden („eco“).

Einen Überblick über die verschiedenen Szenarien zeigen Tabelle 16 und Tabelle 17.

⁶ Da es um eine prinzipielle Abklärung geht, wie sich Passivhaus- und Niedrigenergiehaus-Bauweise in ihren Entsorgungseigenschaften unterscheiden, haben wir es nicht als notwendig erachtet, die sich aus der Reduktion der Dämmdicke ergebenden Konstruktionen auf ihre bauphysikalische und bautechnische Eignung zu prüfen.

Massivbau	Basis PH	Basis NEH	Szenario 1	eco 1 / 2
Fundament	Basis	Basis	Basis	Basis
Erdberührte Außenwand	Basis	Basis	Basis	Basis
Außenwand	Basis Massiv	BasisMassiv	Szenario 1 Massiv	eco1/2 Massiv
Innenwand Typ 1	Basis Massiv	Basis Massiv	Basis Massiv	Basis Massiv
Innenwand Typ 2	Basis Typ 2	Basis Typ 2	Basis Typ 2	Basis Typ 2
Dach	Basis Massiv	Basis NEH Massiv	Szenario 1 Massiv	eco1 Massiv
Decken	Basis Massiv	Basis Massiv	Basis Massiv	eco1 Massiv

Tabelle 16: Überblick über die Szenarien und Aufbauvarianten für das IBO-Modell-Einfamilienhaus in Massivbauweise. Details siehe Anhang A4

„eco1“ und „eco2“ unterscheiden sich durch folgende Baumaterialien von der Ausgangsvariante (Basis PH):

- Außenwand: Wärmedämmverbundsystem mit Mineralschaumplatte (eco1), monolithische Wand aus hochporosiertem Hochlochziegel (eco2)
- Flachdach: EPDM-Dichtungsbahn wird lose verlegt, EPS- und XPS-Dämmung werden recycelt
- Geschoßdecken: Verklebtes Massivparkett wird durch schwimmend verlegten Mehrschichtparkett ersetzt.

Holzleichtbau	Basis PH	Basis NEH	eco 1
Fundament	Basis	Basis	Basis
Erdberührte Außenwand	Basis	Basis	Basis
Außenwand	Basis Leicht	Basis Leicht	eco1 Leicht
Innenwand Typ 1	Basis Leicht	Basis Leicht	eco1 Leicht
Innenwand Typ 2	Basis Typ 2	Basis Typ 2	eco1 Leicht
Dächer	Basis Leicht	Basis Leicht	eco1 Leicht
Geschoßdecke	Basis Leicht	Basis Leicht	eco1 Leicht
Kellerdecke	Basis Massiv	Basis Massiv	eco1 Massiv

Tabelle 17: Überblick über die Szenarien und Aufbauvarianten für das IBO-Modell-Einfamilienhaus in Holzleichtbauweise

„eco1“ unterscheidet sich durch folgende Baumaterialien von der Ausgangsvariante (Basis PH):

- Glaswolle-Dämmung wird durchgehend durch Holzfaser-Dämmung ersetzt
- Geschossdecken: Verklebtes Massivparkett wird durch schwimmend verlegten Mehrschichtparkett ersetzt.

10.3.4 Ergebnisse der Gebäudebewertung

Qualitative Bewertung

Die tabellarische Zusammenfassung und die grafische Darstellung der Ergebnisse aus der qualitativen Bewertung zeigen Tabelle 18 und Abbildung 2.

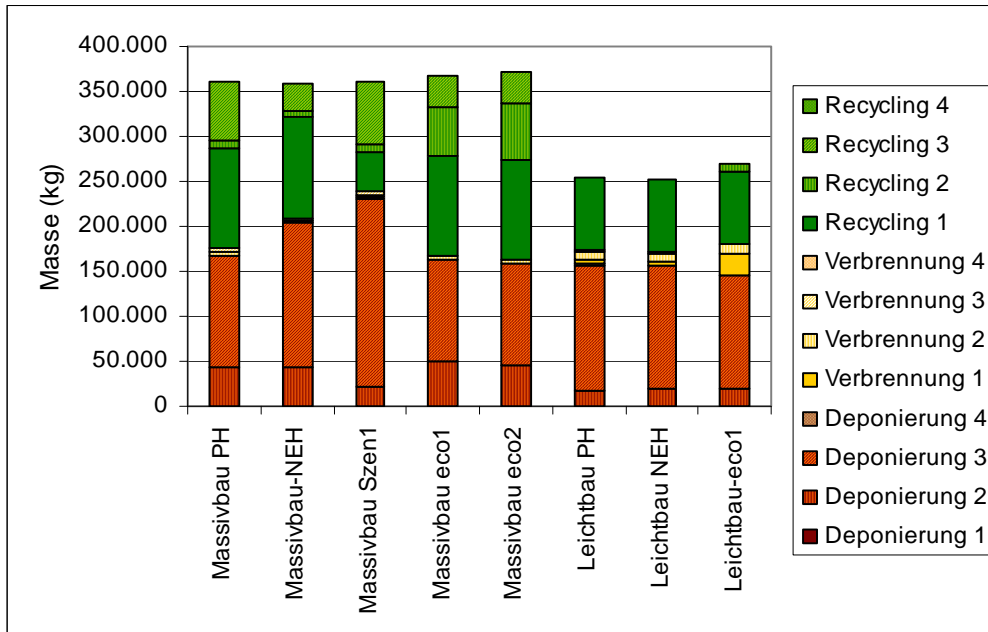


Abbildung 2: Grafische Darstellung der Ergebnisse aus der qualitativen Bewertung des IBO-Einfamilienhauses in unterschiedlichen Varianten.

	Massiv PH	Massiv NEH	Massiv Szen1	Massiv eco1	Massiv eco2	Leicht PH	Leicht NEH	Leicht eco1
Deponierung 1	210	137	210	210	210	210	137	210
Deponierung 2	42.740	42.751	20.623	48.794	44.542	17.506	19.718	20.153
Deponierung 3	123.691	160.710	210.498	113.935	113.935	139.429	136.715	125.357
Deponierung 4	369	369	369	369	369	1.064	532	532
Verbrennung 1	0	0	0	0	0	4.098	4.417	23.365
Verbrennung 2	3.991	2.889	3.932	3.224	3.205	10.183	9.087	9.805
Verbrennung 3	4.151	2.748	4.043	146	166	679	679	0
Verbrennung 4	0	0	0	0	0	16	16	0
Recycling 1	111.305	111.305	42.259	111.305	111.305	81.375	80.582	81.907
Recycling 2	10.053	8.225	10.053	53.918	62.918	67	67	8.323
Recycling 3	64.733	30.137	69.256	34.733	34.733	210	137	210
Recycling 4	0	0	0	0	0	0	0	0
Gesamtergebnis	361.244	359.271	361.244	366.635	371.383	254.838	252.087	269.862

Tabelle 18: Tabellarische Zusammenfassung der Ergebnisse aus der qualitativen Bewertung des IBO-Einfamilienhauses in unterschiedlichen Varianten.

Aus den Ergebnissen können folgende generelle Schlussfolgerungen für die Entsorgungseigenschaften des IBO-Einfamilienhauses gezogen werden:

- In Deponieklasse 1 fällt nur ein Teil des Fensterglases. Für alle anderen auf Inertabfalldeponie ablagerbaren Abfallfraktionen wird angenommen, dass diese recycelt werden.
- Aus der Massenbilanz und den Ergebnissen ist ersichtlich, dass auch im Holzleichtbau die massiven mineralischen Baumaterialien (Keller) massenmäßig den wesentlichen Bestandteil bilden.
- Die zu entsorgenden Mengen sind in Holzleichtbauweise geringer als in Massivbauweise.
- Die Mengen, die einer Deponierung zugeführt werden müssen, sind ebenfalls in Holzleichtbauweise geringer. In der Holzleichtbauweise fallen aber höhere Mengen an Materialien, welche in Deponierungsklasse 3 eingestuft werden, an (Gipsplatten und Mineralwolle).
- Die Recyclingmengen beim Holzbau sind geringer. Aus der Grafik ist aber ersichtlich, dass die Mengendifferenz der Differenz in den Abfallmengen entspricht.

Die Variation der Massivbauweise erbrachte folgende Veränderungen im Entsorgungverhalten des Gebäudes:

- Die Niedrigenergiehaus-Bauweise erhöht die Mengen, die deponiert werden müssen bzw. verringert die rezyklierbaren Materialien. Dieses Ergebnis ist auf die Annahme der unterschiedlichen Ausführung des Flachdachs (Duodach in der Passivhaus-, Umkehrdach in der Niedrigenergiehaus-Variante) zurückzuführen und nicht zwingend. Die unterschiedlichen Dämmdicken haben praktisch keine Auswirkung auf das Ergebnis, da die Masse als Messgröße eingesetzt wurde und die leichten Dämmungen daher praktisch keine Auswirkungen haben.
- Die Rückbauszenarien für verklebte Dämmungen (WDVS und Warmdach) beeinflussen die Ergebnisse wesentlich („Massiv Szen1“ versus „Massiv PH“). Werden die Dämmungen nicht rückgebaut, erhöht sich die deponierte Menge und die Deponieklasse verschlechtert sich.
- Die Varianten „eco1“ und „eco2“ profitieren erstens vom schwimmend verlegten Bodenbelag auf den Geschoßdecken, wodurch der Estrich recycelt werden kann⁷ und zweitens von der alternativen Ausführung der Außenwand, die eine höherwertige stoffliche Verwertung des Ziegels ermöglicht (Recyclingklasse 2). Die lose verlegte Dämmung zwischen den beiden Dämmschichten im Duodach, welche ein Recycling der Dämmmaterialien ermöglicht, wirkt sich aus dem schon mehrfach genannten Grund (fehlende Masse) nicht auf die Ergebnisse aus.

Die Variation der Holzleichtbauweise erbrachte folgende Ergebnisse:

- Passivhaus- und Niedrigenergiehaus-Bauweise unterscheiden sich kaum (geringe Masse der Dämmung).
- Der Ersatz der Glaswolle-Dämmung (Deponieklasse 3) durch Holzfaser-Dämmung (Verbrennungsklasse 1) verringert die Mengen an deponiertem Material, insgesamt steigt die Menge an zu entsorgenden Materialien, da die Holzfaser-Dämmplatten (160 kg/m^3) deutlich schwerer als die Glaswolle-Dämmung (16 bis max. 60 kg/m^3) sind.

⁷ Annahme: mit 50 % Wahrscheinlichkeit

Quantitative Bewertung (Ökobilanz)

Die folgenden Tabellen zeigen beispielhafte Detailergebnisse der Ökobilanzierung des IBO-Einfamilienhauses (jeweils die Ausgangsvariante der Massiv- und der Holzleichtbauweise). Die in Tabelle 19 und Tabelle 21 dargestellten Massenbilanzen der beim Rückbau anfallenden Fraktionen stellen gleichzeitig die Sachbilanz für die Eingabe in ECOSOFT zur Berechnung der Ökobilanz-Indikatorwerte dar.

Die ECOSOFT-Zusammenfassung für die Ökobilanz-Indikatoren aufgeschlüsselt in die einzelnen Bauteile und Entsorgungsprozesse zeigen die Tabelle 20 und Tabelle 22.

Entsorgungsweg	Fraktion	Masse (kg)
Deponierung	Beton (bewehrt) auf Deponie	36.340
	Beton auf Deponie	26.860
	BRM auf Deponie	82.829
	BRM auf Deponie / metall V.	4
	BRM auf Deponie / organ V.	2.223
	Fensterglas auf Deponie	210
	Gips auf Deponie	1.563
	Glaswolle auf Deponie	191
Deponierung Ergebnis		150.220
Recycling	Aluminium zu Recycling	248
	Armierungsstahl zu Recycling	6.473
	Beton (bewehrt) zu Recycling	109.020
	Beton zu Recycling	7.900
	Fensterglas zu Recycling	210
	Kies zu Recycling	29.862
	Stahlblech, verzinkt zu Recycling	30
	Ziegel zu Recycling	49.139
Recycling Ergebnis		202.882
Verbrennung	Beschichtetes Holz in MVA	1.059
	Bitumenbahn in MVA	679
	Holzrahmen in MVA	248
	Papier in MVA	12
	Polyolefin in MVA	37
	Polystyrol in MVA	3.715
	PS/WDVS anorgan in MVA	2.392
	Verbrennung Ergebnis	
Gesamtergebnis		361.244

Tabelle 19: Massenbilanz der Entsorgung des IBO-Einfamilienhauses in Massivbauweise für die Eingabe in ECOSOFT.

Pos.	Bauteil / Konstruktion	Länge / Fläche / Aushub	global warming	photochemical	acidification	eutrophication	PEI nicht	PEI
			(GWP100)	oxidation	eq	eq	erneuerbar	erneuerbar
		m/m2/m3	kg CO2 eq.	kg C2H2	kg SO2 eq.	kg PO4--- eq	MJ	MJ
		766,00	80.051	158,64	298,2	44,9	1.194.461	85.058
1	AWm05_g	200,00	13.893	13,05	59,0	6,5	252.902	17.597
2	DAm07_g	79,42	8.923	10,77	41,7	5,2	183.736	3.687
3	GDm01_g	79,15	6.613	3,17	23,8	4,6	81.837	16.792
4	GDm01_g_2	79,15	6.613	3,17	23,8	4,6	81.837	16.792
5	EAb03_a1m_g	106,80	12.693	113,72	54,0	6,9	243.614	5.198
6	EFu05_g	79,15	10.893	8,80	46,4	6,3	194.571	7.145
7	IWm03_g	100,00	2.719	0,72	8,9	1,2	34.588	4.708
8	IWI01_g	20,00	212	0,14	1,1	0,2	4.505	513
9	HolzAlu110mm_Zweifachwärme	19,33	315	0,67	7,8	0,7	20.468	10.895
10	massiv_Deponierung	1,00	2.148	2,07	14	3	47.222	363
11	massiv_Verbrennung	1,00	12.532	0,21	1	2	1.558	35
12	massiv_Recycling	1,00	2.499	2,16	17	4	47.624	1.335

Tabelle 20: Übersicht über die Indikatorwerte für das IBO-Einfamilienhaus in Massivbauweise. Die Prozesse 1-9 umfassen die Herstellung der Bauteile, die Prozesse 10-12 die Entsorgung (AW = Außenwand, DA = Dach, GD = Geschoßdecken, EA = Erdberührte Außenwand, EF = Fundament, IW = Innenwand).

Art	Prozess	Masse (kg)
Deponierung	Beton (bewehrt) auf Deponie	36.340
	Beton auf Deponie	25.280
	BRM auf Deponie	72.527
	BRM auf Deponie / organ V.	2.223
	BRM auf Deponie, metall V.	203
	Fensterglas auf Deponie	210
	Gips auf Deponie	14.302
	Glaswolle auf Deponie	2.559
Deponierung Ergebnis		153.644
Recycling	Aluminium zu Recycling	248
	Armierungsstahl zu Recycling	3.945
	Beton (bewehrt) zu Recycling	36.340
	Beton zu Recycling	7.900
	Fensterglas zu Recycling	210
	Holz zu Recycling	7.789
	Kies zu Recycling	29.862
	Stahlblech, verzinkt zu Recycling	180
Stahlverbund zu Recycling	134	
Recycling Ergebnis		86.608
Verbrennung	Aluminium in MVA	16
	Beschichtetes Holz in MVA	1.307
	Bitumen in MVA	679
	Holz in MVA	4.098
	Holzwerkstoff in MVA	6.512
	Papier in MVA	12
	PO in MVA	58
PS in MVA	1.905	
Verbrennung Ergebnis		14.586
Gesamtergebnis		254.838

Tabelle 21: Massenbilanz der Entsorgung des IBO-Einfamilienhauses in Holzleichtbauweise für die Eingabe in ECOSOFT.

Pos.	Bauteil / Konstruktion	Fläche	global				PEI nicht erneuerbar	PEI erneuerbar
			warming (GWP100)	photochemi cal oxidation	acidificati on	eutrophicati on		
		m/m2/m3	kg CO2 eq.	kg C2H2	kg SO2 eq.	kg PO4--- eq	MJ	MJ
		766,00	49.787	147,61	282,43	48,78	1.008.975	457.463
1	AWI01_g	200,00	-10.966	7,62	55,67	9,52	143.730	239.647
3	DAI05_g	79,42	-960	5,53	29,62	3,58	133.487	75.553
3	GDI01_g_2	79,15	-1.595	3,43	31,90	6,06	83.362	96.454
4	GDm01_g	79,15	6.613	3,17	23,78	4,63	81.837	16.792
5	EAb03_a1m_g	106,80	12.693	113,72	53,97	6,87	243.614	5.198
6	EFu05_g	79,15	10.893	8,80	46,41	6,29	194.571	7.145
7	IWI04_g	100,00	1.574	0,92	7,54	1,19	33.545	4.429
8	IWI01_g	20,00	212	0,14	1,12	0,17	4.505	513
9	HolzAlu110mm_Zweifachwärme	19,33	315	0,67	7,78	0,69	20.468	10.895
10	Deponierung	1,00	2.186	2,11	13,92	2,94	48.132	370
11	Verbrennung	1,00	27.815	0,63	3,86	5,38	3.612	66
12	Recycling	1,00	1.008	0,87	6,87	1,46	18.112	402

Tabelle 22: Übersicht über die Indikatorwerte für das IBO-Einfamilienhaus in Holzleichtbauweise. Die Prozesse 1-9 umfassen die Herstellung der Bauteile, die Prozesse 10-12 die Entsorgung (AW = Außenwand, DA = Dach, GD = Geschoßdecken, EA = Erdberührte Außenwand, EF = Fundament, IW = Innenwand).

Abbildung 3 zeigt die Ergebnisse im Indikator „Bildung photochemischer Oxidantien“ (POCP) für die Herstellung und Entsorgung des IBO-Einfamilienhauses in den unterschiedlichen Varianten. Die Belastungen werden klar durch die Herstellung dominiert.

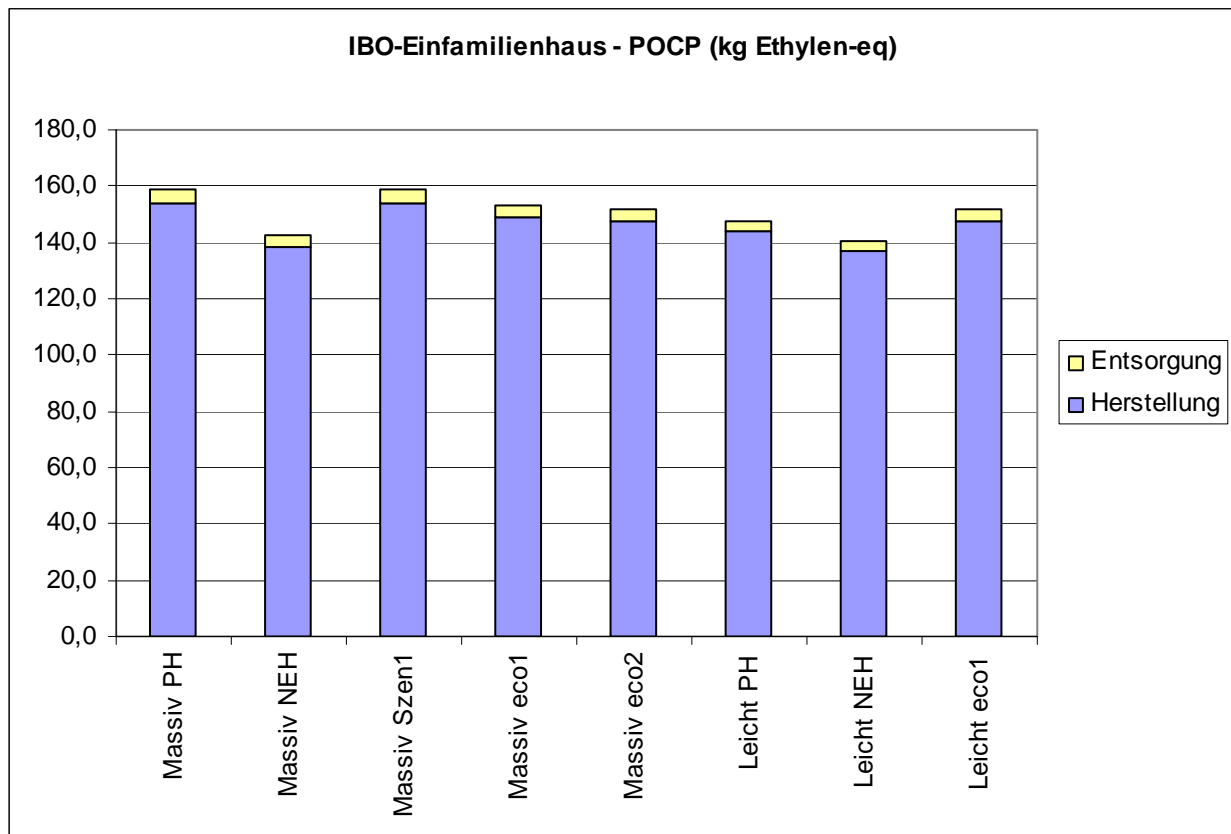


Abbildung 3: Photosmog-Werte (POCP) für die Herstellung und Entsorgung des IBO-Einfamilienhauses.

Die Ergebnisse für den Beitrag zur Versauerung (AP) sind in Abbildung 4 zusammengefasst. Die Ergebnisse sind ähnlich eindeutig wie für die POCP-Werte: Die Belastungen werden vorwiegend durch die Herstellung verursacht.

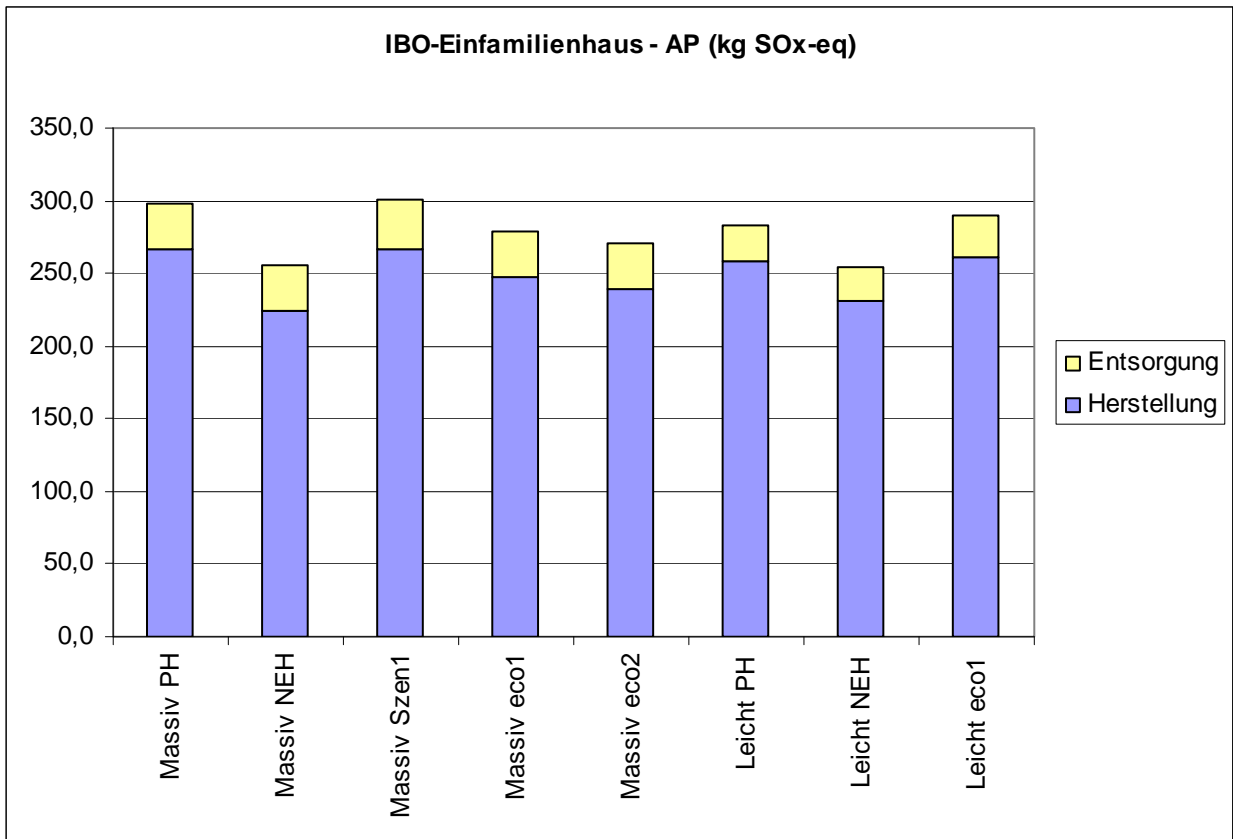


Abbildung 4: Versauerungswerte (AP) für die Herstellung und Entsorgung des IBO-Einfamilienhauses

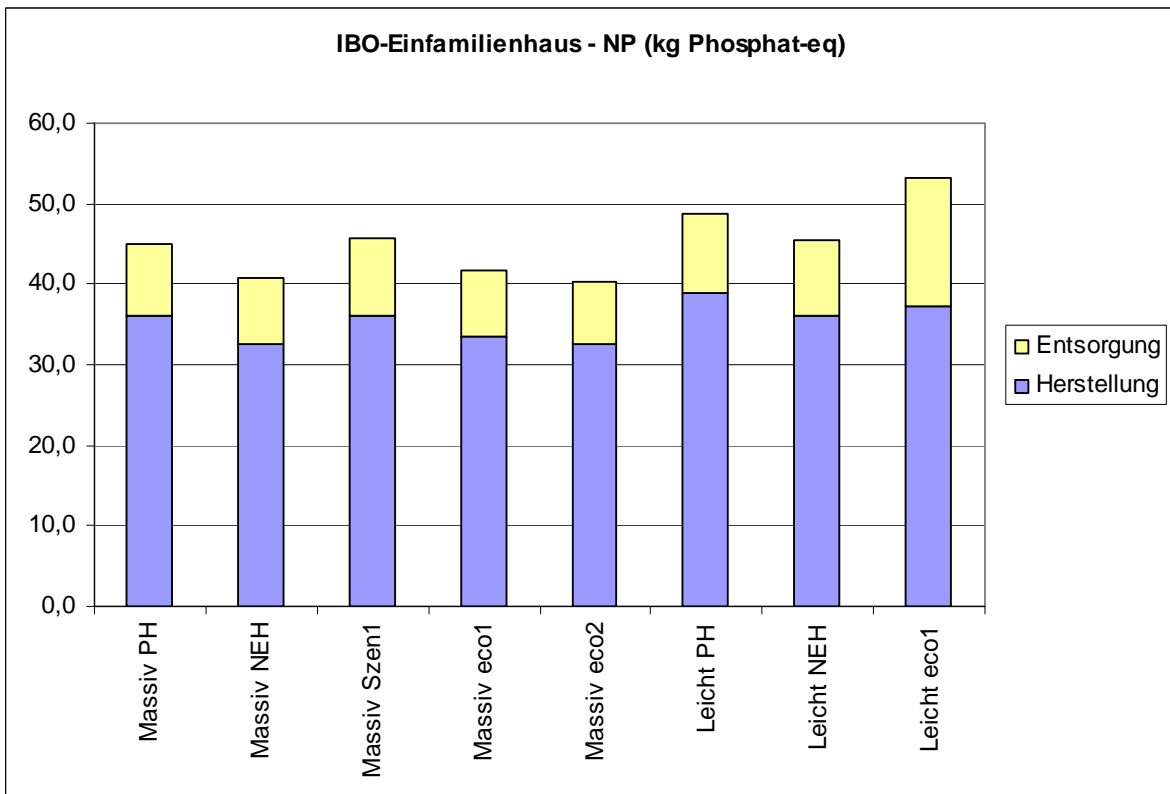


Abbildung 5: Überdüngungswerte (NP) für die Herstellung und Entsorgung des IBO-Einfamilienhauses.

Zur Eutrophierung (Abbildung 5) trägt unter den Entsorgungsprozessen vor allem die Verbrennung bei, weshalb die Belastungen bei der „Leicht eco1“-Variante (Holzfaser statt Glaswolle-Dämmung) doppelt so hoch wie bei den anderen Varianten liegen (Abbildung 5). Dass die Verbrennung einer äquivalenten Menge an Holz in Industriefeuerungen eine höhere Belastung verursachen würde (13,5 statt 11,9 kg PO₄³⁻-eq) und dass bei der (unproblematischen) Verbrennung von Holzfaserdämmplatten (keine Zusatzstoffe, daher wie Holz verbrennbar) auch verwertbare Energie gewonnen wird, kommt in Ökobilanzen nach der Cut-Off-Methode nicht zum Tragen.

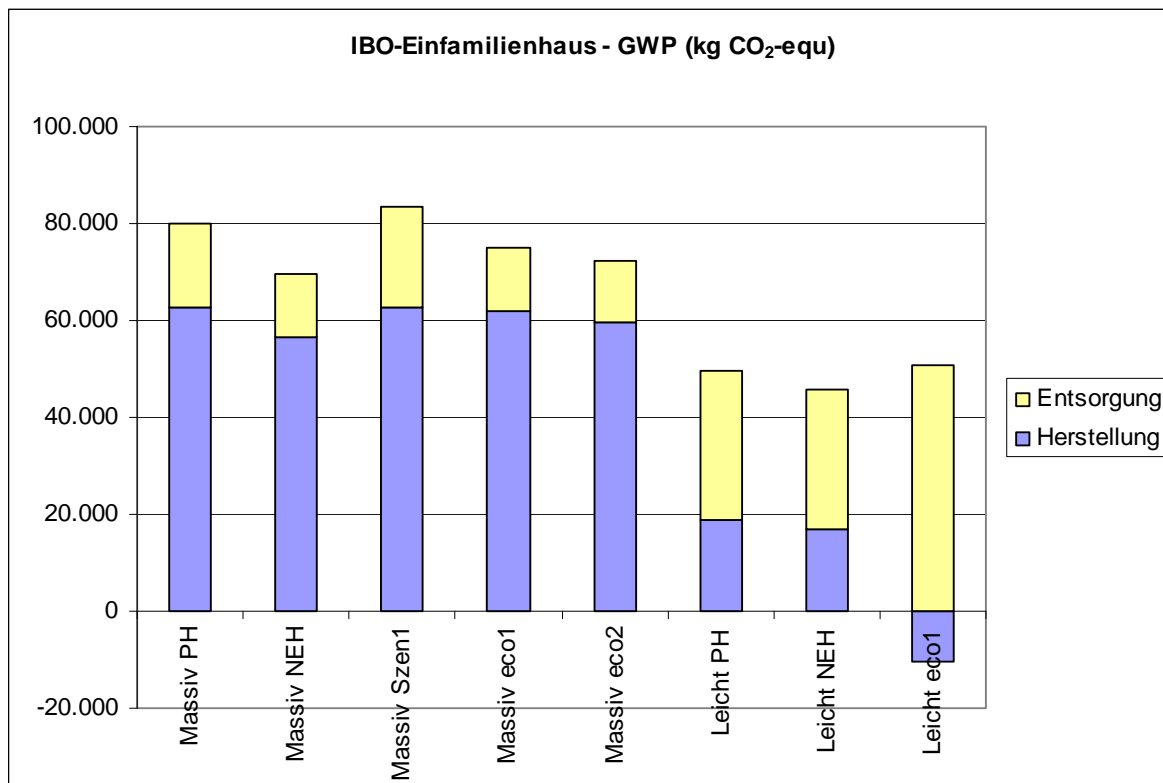


Abbildung 6: Beitrag zum Treibhauseffekt (GWP) für die Herstellung und Entsorgung des IBO-Einfamilienhauses.

Die Ergebnisse für den Beitrag zum Treibhauseffekt (GWP) sind in Abbildung 6 dargestellt. In diesem Fall dominiert die Entsorgungsphase in der Holzleichtbauweise und zeigt auch nicht vernachlässigbare Beiträge in der Massivbauweise. Die Ursachen dafür sind folgende:

- Im Treibhauspotenzial für die Herstellung ist bei Baumaterialien aus nachwachsenden Rohstoffen eine Gutschrift für die Aufnahme von CO₂ während des Wachstums der Rohstoffe enthalten. Bei der Verbrennung wird dieses biogene CO₂ freigesetzt. Die Cut-Off-Methode ordnet diese CO₂-Emissionen ausschließlich dem Gebäude zu (Diskussion siehe auch Anhang A3 „Ökobilanzen“, Kap. Allokationsmethode).
- Der Beitrag zum Treibhauspotenzial beim Gebäude in Massivhausbauweise ist zum Großteil durch die Verbrennung von Polystyrol verursacht. Lautecoinvent verursacht die Verbrennung von 1 kg Polystyrol 3,3 kg CO₂-Emissionen.
- Wie schon bei der Überdüngung zeigt sich, dass die Erhöhung der zur Verbrennung gelangenden Abfallmengen zu einer Verschlechterung in der Wirkbilanz führt. Deshalb

schneidet die „eco 1“-Variante am (vermeintlich) schlechtesten von allen Holzleichtbauweisen ab.

Die „Einseitigkeit“ der Wirkbilanz bezüglich Verbrennungsprozessen soll noch durch folgendes Beispiel unterstrichen werden: Verglichen werden die Belastungen in den betrachteten Wirkindikatoren für die Entsorgung einer Holzwolle-Leichtbauplatte und einer unbehandelten Fichtenholzverschalung, jeweils 2 cm dick und 1 m² Fläche. Die Holzwolle-Leichtbauplatte wird auf Baurestmassendeponie entsorgt, da das enthaltende Holz mineralisiert ist und daher keinen Wert für die thermische Verwertung mehr hat. Die unbehandelte Fichtenholzverschalung wird in einer Abfallverbrennungsanlage entsorgt. Da sie völlig unbelastet ist, könnte sie auch wie Brennholz in einer Industrieanlage thermisch verwertet werden, in diesem Fall würden die Ergebnisse aber noch negativer für die Holzverschalung ausfallen. Wie Tabelle 23 zeigt, schneidet die Entsorgung des unbehandelten Holzes in der Ökobilanz viel schlechter ab, einfach aufgrund der Tatsache, dass es verbrannt wird. Die Holzwolle-Leichtbauplatte wird zur CO₂-Senke über den gesamten Lebenszyklus und darüber hinaus, da das während des Wachstums aufgenommenen CO₂ nicht freigesetzt wird.

	GWP 100 (kg CO₂ eq.)	POCP (kg C₂H₂)	AP (kg SO₂ eq.)	NP (kg PO₄---eq)
Entsorgung Holzwolle-Leichtbauplatte (Dicke 2 cm) / m ²	0,12	0,00012	0,00075	0,00016
Entsorgung Holz, unbehandelt (Dicke 2 cm) / m ²	16,58	0,00043	0,00251	0,00328

Tabelle 23: Wirkbilanz-Ergebnisse für die Entsorgung von 1 m² Holzwolle-Leichtbauplatten und 1 m² unbehandeltes Holz (je 2 cm dick) im Vergleich.

Bei den Ergebnissen in den Wirkindikatoren kommt außerdem noch zu tragen, dass die Emissionen aus Baumaterialien, die sich nicht inert auf Deponien verhalten wie Gipse, Metalle, organische Baumaterialien und Verbundmaterialien mit löslichen Bestandteilen in den Entsorgungsprozessen nach ecoinvent 2.0, nicht enthalten sind.

Zum Abschluss noch ein Blick auf den Primärenergieinhalt der Herstellung und der Entsorgung des IBO-Einfamilienhauses (Abbildung 7 und Abbildung 8)

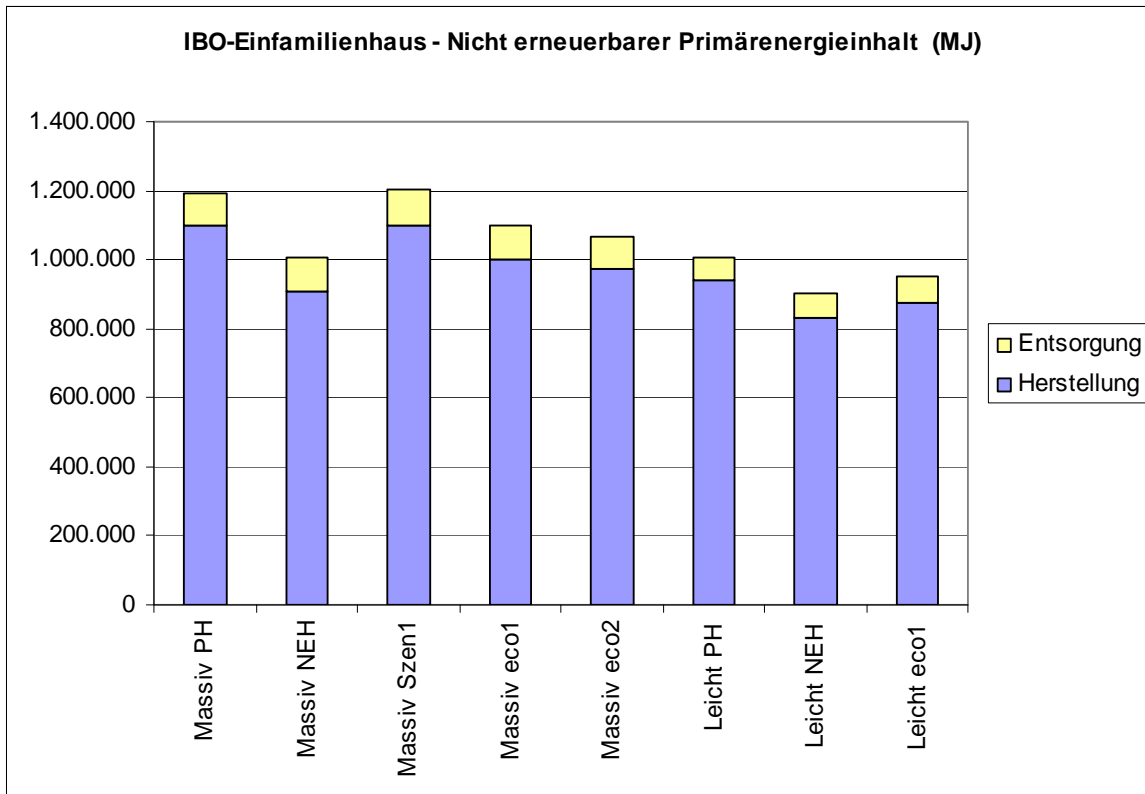


Abbildung 7: Nicht erneuerbarer Primärenergieinhalt (PEI ne) in MJ für die Herstellung und Entsorgung des IBO-Einfamilienhauses.

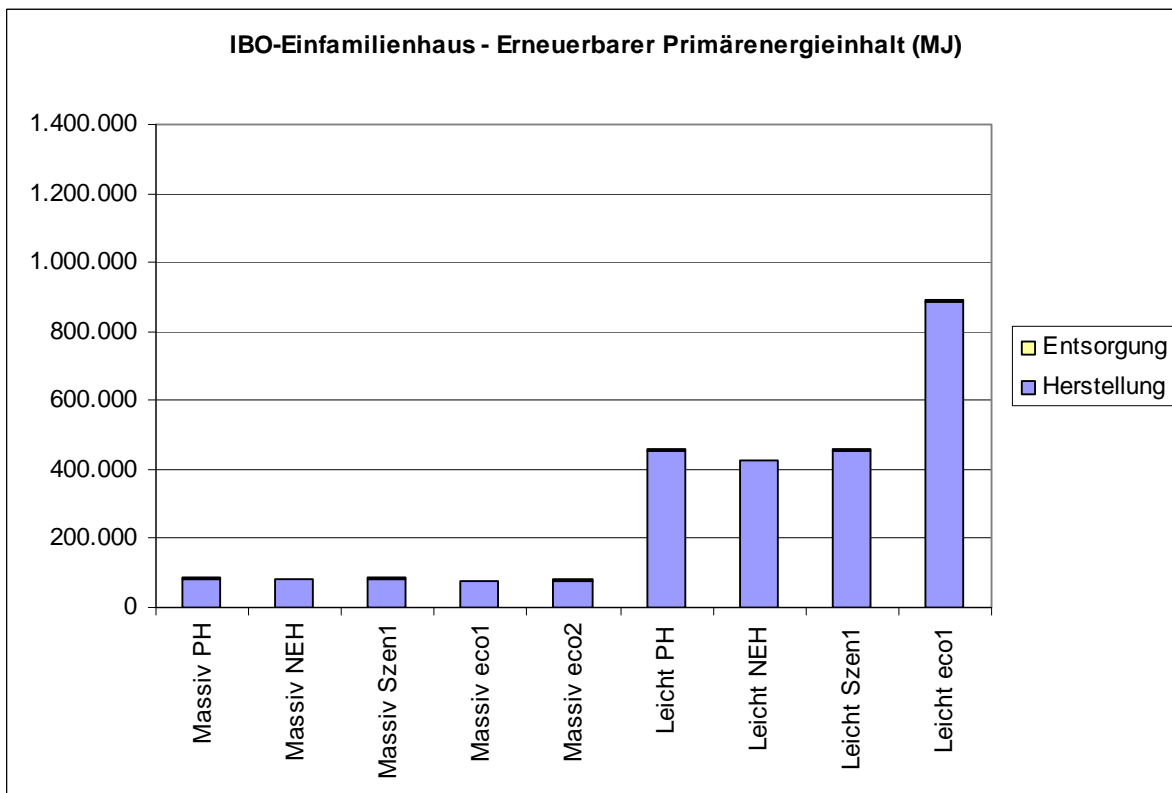


Abbildung 8: Erneuerbarer Primärenergieinhalt (PEI e) in MJ für die Herstellung und Entsorgung des IBO-Einfamilienhauses.

Der Bedarf an nicht erneuerbaren Energieträgern für die Entsorgungsprozesse ist sehr gering, der Bedarf an erneuerbaren verschwindend. Ein Blick auf die Detailergebnisse für die Entsorgungsprozesse zeigt, dass v.a. die Deponierung und das Recycling – resultierend aus dem Abbruch und dem Transport der großen Massen – einen Beitrag leisten.

Einen differenzierten Blick auf den Energieinhalt erlaubt Tabelle 24.

	Nicht erneuerbarer Primärenergieinhalt			Erneuerbarer Primärenergieinhalt		
	PEI gesamt ne	Prozess-energie ne	Feedstock ne	PEI gesamt e	Prozess-energie e	Feedstock e
Massiv_PH	1.194.461	1.030.804	163.657	85.058	62.633	22.425
Massiv_NEH	1.004.694	927.497	77.197	82.930	60.504	22.425
Massiv_Szen1	1.202.359	1.045.392	156.967	84.689	62.264	22.425
Massiv_eco1	1.097.812	1.025.381	72.431	78.131	57.063	21.069
Massiv_eco2	1.067.196	994.766	72.431	79.489	58.420	21.069
Leicht_PH	1.008.975	916.887	92.088	457.463	254.674	202.788
Leicht_NEH	902.309	838.493	63.816	426.099	223.311	202.788
Leicht_eco1	948.831	850.689	98.141	888.994	413.756	475.239

Tabelle 24: Aufschlüsselung des Primärenergieinhalts für die Entsorgung und Herstellung des IBO-Einfamilienhauses in (verbrauchte) Prozessenergie und (verwertbare) gespeicherte Energie.

Der Primärenergieinhalt (in Tabelle 24 „PEI gesamt ne“) der IBO-Referenzdaten für die Herstellung der Baumaterialien enthält außer der Prozessenergie noch den Feedstock. Der Feedstock ist die in Rohstoffen gespeicherte Energie, die bei der Entsorgung zurückgewonnen werden kann. In der Cut-Off-Methode verbleibt diese Energie beim Baustoff, da die Verwertungsprozesse abgeschnitten werden. Wird ein Baumaterial energetisch verwertet, kann diese Energie bei anderer Betrachtungsweise (siehe Kapitel Allokationsmethoden) aber ganz oder teilweise auf das nächste Produktsystem übertragen werden. Aus Tabelle 24 ist ersichtlich, dass bei der Variante „Leicht eco1“ mehr als 50 % des gesamten Inhalts an erneuerbarer Primärenergie in Form von verwertbarer Energie vorliegen.

10. Schlussfolgerungen zu den Projektergebnissen

11.1 Allgemeine Schlussfolgerungen

Auch wenn die Ökobilanzdaten eine andere Schlussfolgerung nahe legen könnten, sind wir nach wie vor davon überzeugt, dass die Entsorgung eine wichtige Rolle in der Lebenszyklusbetrachtung von Gebäuden spielt. Wir sehen die fehlende Sensitivität der Wirkindikatoren vor allem methodisch, nicht inhaltlich begründet.

Für die Anwendung der Ökobilanz auf Entsorgungsprozesse ziehen wir folgende Schlussfolgerungen:

- Während die Stickoxid-, Schwefeldioxid-, VOC- und weitere Schadgase in der Rauchgasreinigung effizient ausgefiltert werden (und damit die Wirkbilanz-Indikatoren kaum belasten), passieren die Kohlendioxidemissionen ungefiltert die Müllverbrennungsanlage. Somit reagiert von allen betrachteten Wirkindikatoren bei der Cut-Off-Methode lediglich das Treibhauspotenzial sensitiv auf die Müllverbrennung.
- Die weiteren betrachteten Ökobilanz-Indikatoren reagieren nicht sensitiv auf die Entsorgungsprozesse. Die Deponierung zeigt sich lediglich durch die damit verbundenen Abbruch- und Transportprozesse. Die Müllverbrennung spiegelt sich im Überdüngungspotenzial wider, verursacht aber deutlich geringere Belastungen als die Herstellung der Gebäude. Recyclingprozesse werden durch die Cut-Off-Methode abgeschnitten.
- Der Primärenergieinhalt der IBO-Referenzdaten für die Herstellung der Baumaterialien enthält außer der Prozessenergie noch den Feedstock. Da dieser Feedstock bei der thermischen Verwertung noch genutzt werden kann, sollte der Primärenergieinhalt in „Prozessenergie = in Herstellungsprozessen verbrauchte Energie“ und „Feedstock = in Rohstoffen gebundene Energie“ aufgeschlüsselt werden. In diese Richtung zielen auch die derzeitigen Indikatorenlisten des CEN TC 350.
- Die Sensitivitätsanalyse für die Allokationsmethoden wurde aus vorgenannten Gründen am Indikator „Treibhauspotenzial“ durchgeführt. Es zeigte sich, dass die Indikatoren hochgradig sensitiv auf die gewählte Allokationsmethode reagieren.
- Die Datenqualität der vorliegenden Sachbilanzdaten für Entsorgungsprozesse kann noch nicht als ausreichend angesehen werden, um Ökobilanzen für Gebäude mit ausreichender Genauigkeit zu berechnen. Es fehlen Daten für die Emissionen aus Gips, Metallen, organischen Bestandteilen bei der Ablagerung auf Deponien, die spezifischen Output-Daten der Müllverbrennungsanlagen für wichtige Baumaterialien sind nicht immer plausibel
- Insgesamt kann mit dem derzeitigen Daten- und Kenntnisstand festgestellt werden, dass es für die meisten Indikatoren vergleichsweise unerheblich ist, ob in der Ökobilanz die Entsorgungsprozesse mitberücksichtigt werden oder nicht. Dies gilt umso mehr, sollte nicht die Cut-Off-Methode, sondern eine Allokationsmethode angewandt werden, welche

die Energiegewinnung bei der Abfallverbrennung zum Ansatz bringt. In diesem Fall reduzieren sich auch die Beiträge aus der Verbrennung für die Gebäudebilanzierung. Nur die Substitutionsmethode würde einen deutlichen Einfluss zeigen, weil brennbare Materialien eine Gutschrift für die substituierte Energie erhalten.

Für die Anwendung der qualitativen Bewertungsmethode auf das IBO-Einfamilienhaus kann folgende Schlussfolgerung gezogen werden:

- Nicht nur weil in Entsorgungsprozessen mit Massen als Deklarationseinheit gerechnet wird, sondern auch weil die Masse eine wichtige physikalische Größe in Bezug auf das Umweltprofil eines Produktes ist, wurde auch für die qualitative Bewertung des Gebäudes die Masse als Messgröße herangezogen. Dies hat zur Folge, dass leichte Materialien, v. a. Dämmstoffe, sehr geringen Einfluss auf die Ergebnisse haben.
- Das entscheidende Optimierungspotenzial liegt darin, dafür zu sorgen, dass die mineralischen Baurestmassen möglichst sauber und sortenrein zurück gewonnen werden und damit recycelt werden können. Dieses Ergebnis gilt auch für die Holzbauweise, da auch dort große Mengen an mineralischen Baustoffen im erdberührten Bereich eingesetzt werden.
- Dieses Ergebnis ist zweifelsohne auch bei anderen Messgrößen und Systemgrenzen gültig, könnte aber durch weitere Erkenntnisse bereichert werden, wenn
 - zusätzlich das Volumen als Bezugsgröße herangezogen werden würde.
 - die Nutzungsdauern der Baustoffe und Instandsetzungszyklen berücksichtigt werden würden (Dämmstoffe haben z.B. eine kürzere Nutzungsdauer als die mineralische Tragschicht und fallen daher häufiger im Gebäudelebenszyklus an).

11.2 Schlussfolgerung in Bezug auf ursprüngliche Ziele und Inhalte

Folgende Projektergebnisse wurden ursprünglich im Projektantrag als Ergebnisse genannt:

- 1 Erweiterung des OI3-Indikators um die Umweltbelastungen aus der Entsorgung von Baustoffen: Im vorliegenden Projekt werden für alle Baustoffe Entsorgungsszenarien definiert und nach den festgelegten Allokationsmethoden bilanziert. Der OI3 wird auf Basis der berechneten Gebäude neu skaliert und bildet ab sofort den gesamten Lebenszyklus von der Rohstoffgewinnung bis zur Entsorgung ab
- 2 Erweiterung des Gebäudezertifizierungsprogramm Total Quality Building (TQB) um eine Maßzahl für die Entsorgungseigenschaften des Gebäudes
- 3 Automatisierte Erstellung einer Gebäudedokumentation gem. Bundesabfallwirtschaftsplan aus Total Quality Building (TQB)
- 4 Bewertung der Haus-der-Zukunft-Demonstrationsprojekte auf ihre Entsorgungseigenschaften
- 5 Einbringen der Ergebnisse in CEN TC 350 „Sustainability of construction works“. Im Zwischenbericht wurde das Ziel folgendermaßen geändert: Das Projektteam ist in den Arbeitsgruppen und der österreichischen Spiegelgruppe des CEN TC 350 vertreten und

möchte die neuesten Erkenntnisse aus der Normungsarbeit für das vorliegende Projekt nutzen.

Diese Ziele wurden folgendermaßen umgesetzt:

- 1 Für alle Baustoffe der IBO-Referenzdatenliste wurden Entsorgungsszenarien definiert. Es wurde eine Allokationsmethode festgelegt – unter der Macht des Faktischen nicht die aus unserer Sicht geeignetste, sondern die Cut-Off-Methode (siehe Kap. Allokation). Wir erachten es aber aus den in den „Allgemeinen Schlussfolgerungen“ angeführten Gründen mit derzeitigem Stand nicht als sinnvoll, die Belastungen aus der Herstellung und der Entsorgung in einer Kennzahl zu aggregieren.
- 2 Total Quality Building (TQB) kann auf Basis der Ergebnisse des vorliegenden Projekts um eine Maßzahl für die Entsorgungseigenschaften des Gebäudes erweitert werden. Dabei ist aus unserer Sicht folgendes zu beachten
 - Die Ökobilanz der Entsorgungsprozesse als Bewertungsparameter heranzuziehen, erscheint uns wie schon früher angeführt als verfrüht. Die Indikatorwerte aus der Entsorgung könnten aber bis zum Vorliegen des endgültigen CEN TC 350 Standards als Informationsparameter ausgegeben werden, um der Anforderung an die Berücksichtigung des gesamten Lebenszyklus genüge zu tun.
 - Die in der vorliegenden Studie erarbeitete qualitative Bewertungsmethode ergibt derzeit ein sehr transparentes Bild über die anfallenden Abfallmengen und deren qualitativen Einstufung. Die Methode kann unterstützend bei der Optimierung der Entsorgungseigenschaften von Gebäuden eingesetzt werden. Ausständig ist noch die Überführung in eine Bewertungsmethode, die in TQB eingesetzt werden kann. Das Projektteam plant, dazu im Februar einen Termin mit den Akteuren der Österreichischen Gesellschaft für Nachhaltiges Bauen (ÖGNB), dem TQB-Träger, abzuhalten.
- 3 Als Ergebnis des Projekts liegt ein ECOSOFT-Tool⁸ vor, das eine automatisierte Dokumentation der im Gebäude eingesetzten Baumaterialien mit der Masse als Messgröße erstellt. Dies entspricht aus unserer Sicht der im Bundesabfallwirtschaftsplan geforderten Gebäudedokumentation hinsichtlich der eingesetzten Baumaterialien.
- 4 Haus-der-Zukunft-Demonstrationsprojekte wurden nach der entwickelten Methode auf ihre Entsorgungseigenschaften bewertet.
- 5 Wie schon früher erwähnt, wurde erst jetzt – gegen Ende der Normungsarbeit – die Fragestellung der richtigen Allokationsmethode virulent. Es können daher im vorliegenden Projekt keine Ergebnisse aus dem CEN TC 350 genutzt werden. Die Autorin des vorliegenden Endberichts ist Mitglied der Working Groups WG 1 und WG 3 und wird die Erkenntnisse aus dem vorliegenden Projekt als Stellungnahme in die derzeit laufenden Diskussionen einbringen.

⁸ Ökobilanzierungs-Tool für TQB

11.3 Schlussfolgerung in Bezug auf die Programmlinie Haus der Zukunft

11.3.1 Einpassung in die Programmlinie

Im vorliegenden Projekt wurden eine Reihe von Ergebnissen aus dem Haus-der-Zukunft-Programm verwertet, u.a.:

- Die Ergebnisse aus dem „**Passivhaus-Bauteilkatalog**“ (IBO 2008) wurden überarbeitet und für die Anwendung auf Gebäudeebene geeignet gemacht.
- Das Gebäudezertifizierungssystem **Total Quality Building (TQB)** wird um eine Maßzahl für die Entsorgbarkeit des Gebäudes ergänzt.
- Die **Haus-der-Zukunft-Demonstrationsprojekte (Neubauten)** wurden nach der erarbeiteten Methode bewertet.

Bisher wurde in der Programmlinie „Haus der Zukunft“ der Schwerpunkt auf Energieeffizienz und die Herkunft der Rohstoffe gelegt. So wird z.B. das „Haus der Zukunft“ auf der Website (<http://www.hausderzukunft.at/about/index.htm>, abgerufen am 26.12.2009, 18:52) folgendermaßen definiert:

„Unter "Haus der Zukunft" sind Neubauten und sanierte Altbauten zu verstehen, die im Vergleich zur derzeitigen Bau- und Sanierungspraxis in Österreich folgende Kriterien erfüllen:

- erhöhte Energieeffizienz hinsichtlich des gesamten Lebenszyklus
- verstärkter Einsatz erneuerbarer Energieträger, insb. Solarenergie
- erhöhte Nutzung nachwachsender Rohstoffe und effizienter Materialeinsatz
- vermehrte Berücksichtigung von Service- und Nutzungsaspekten für die BenutzerInnen von Wohn- und Bürogebäuden
- vergleichbare Kosten gemessen an herkömmlichen Bauweisen.“

Wir hoffen, dass wir mit dem vorliegenden Projekt zeigen konnten, dass auch die Entsorgung von Gebäuden einen wesentlichen Einfluss auf die Gesamt-Performance eines Gebäudes hat, und einen Impuls für die stärkere Berücksichtigung von Entsorgungsfragen im Rahmen von „Haus der Zukunft“ Demoprojekten gegeben haben.

11.3.2 Detailangaben in Bezug auf die Ziele der Programmlinie

Die Ergebnisse können einen Beitrag zum Gesamtziel nachhaltiger Technologieentwicklung im Rahmen von „Haus der Zukunft“ liefern. Im Zentrum steht die Reduktion des Ressourcenverbrauchs durch die möglichst hochwertige Verwertung der im Gebäude eingesetzten Materialien nach dem Abbruch.

Eine nachhaltige Technologieentwicklung im Baubereich darf den Aspekt der Entsorgung nicht außer Acht lassen. Nur wenn es gelingt, Gebäude nicht nur energieeffizient, ressourcenschonend und benutzerfreundlich, sondern auch „entsorgungsfreundlich“ zu planen, kann über „nachhaltige“ Gebäude gesprochen werden.

Das vorliegende Projekt legt dafür den fundamentalen Schritt: die Formulierung von Bewertungskriterien und ihre Integration in Gebäudezertifizierungssysteme. Mit der vorliegenden Methode soll die potenzielle Entsorgung von Gebäuden bereits in der Planungsphase Berücksichtigung finden. Die erarbeiteten Methoden sollen standardmäßig im Gebäudezertifizierungsprogramm TQB angewandt werden und damit in weiterer Folge zu einer Verbesserung der Entsorgungseigenschaften von Gebäuden beitragen.

Der Beitrag zu den sieben Leitprinzipien der Programmlinie wird im Folgenden kurz dargestellt:

- Das Prinzip der Dienstleistungs-, Service- und Nutzenorientierung (1. Leitprinzip) ist hier nicht zutreffend, da es im Projekt nicht um Produkt- oder Objektentwicklung ging.
- Das Prinzip der Nutzung erneuerbarer Ressourcen (2. Leitprinzip) – interpretiert als auch auf in technischen Zyklen erneuerbare Ressourcen – ist ein zentrales Prinzip des vorliegenden Projekts. Gebäude sollen hinsichtlich ihrer Recyclingfähigkeit bewertet und optimiert werden, um den Einsatz nicht-erneuerbarer Ressourcen durch im technischen Kreislauf erneuerte Ressourcen zu ersetzen.
- Das Effizienzprinzip (3. Prinzip) ist das grundlegende Prinzip der Ökobilanz, eine der beiden methodischen Grundlagen der vorliegenden Studie. Materialeffizienz ist eine der zentralen Voraussetzungen, um in der im vorliegenden Projekt erarbeiteten Methode gut abschneiden zu können. Die Kosteneffizienz spielte im vorliegenden Projekt dagegen (noch) keine Rolle (siehe auch 12.3 Empfehlung für weiterführende Forschungs- und Entwicklungsarbeit).
- Das Prinzip der Rezyklierfähigkeit (4. Leitprinzip) ist das zentrale Prinzip der vorliegenden Studie.
- Das Prinzip der Einpassung, Flexibilität, Adaptionfähigkeit und Lernfähigkeit (5. Leitprinzip) war nicht Inhalt der vorliegenden Studie, steht aber mit dem gewählten Thema in engem Zusammenhang (siehe auch 12.3 Empfehlung für weiterführende Forschungs- und Entwicklungsarbeit).
- Das Prinzip der Fehlertoleranz und Risikovorsorge (6. Leitprinzip) wird im vorliegenden Projekt insofern berücksichtigt, als Baumaterialien möglichst geringe Schadstoffe enthalten sollen, die bei Abbruch und Entsorgung zu einer Belastung der Menschen und der Umwelt führen oder die Rezyklierbarkeit herabsetzen.
- Das Prinzip der Sicherung von Arbeit, Einkommen und Lebensqualität (7. Leitprinzip) wird vor allem durch die Abbruchmethode und die anschließende Aufbereitungsart berührt. Der geordnete Rückbau eines Gebäudes ist arbeitsintensiver und kann im Gegensatz zum „Niederreißen“ von Gebäuden als eine befriedigendere, weil sinnvollere und zukunftsorientiertere Arbeit angesehen werden. Durch Schadstofferkundung und die Herstellung möglichst sortenreiner Fraktionen wird sichergestellt, dass die Menschen, die bei Rückbau, Aufbereitung und Beseitigung beschäftigt sind, möglichst wenig mit Schadstoffen belastet werden.

Im Kontext zur nachhaltigen Bewirtschaftung von Baurestmassen stehen die zwei europäischen Prinzipien der Entsorgungswirtschaft "Prinzip der Nähe" und "Prinzip der Autarkie". Daher sind für die Länder aber auch für Regionen und Gemeinden die Ergebnisse

des vorgeschlagenen Projekts von großer Bedeutung, um nachhaltige Wege in der Bauwirtschaft – von der Planung bis zur Entsorgung der Gebäude – einschlagen zu können.

Die **Zielgruppe** des vorliegenden Projekts sind „Entsorgungsunternehmen“, „Planungsbüros und Projektträger“ sowie „Gesetzgebende Stellen und Behörden“.

Die Gruppe der „Entsorgungsunternehmen“ war im Projekt durch folgende Konsulenten vertreten:

- DI Martin Car, BRV Österreichischer Baustoff-Recycling Verband, Karlsg. 5, 1040 Wien
- Ing. Günter Gretzmacher, Oekotechna, Waldmühlgasse 31, 2380 Perchtoldsdorf
- Ing. Thomas Cechovsky und Stefan Riepl, AVE-Zentrale, Wildpretstraße 25, 1110 Wien

Die Experten aus der Entsorgungswirtschaft waren für uns zentrale Ansprechpartner bei der Entwicklung der Bewertungsmethode. In drei intensiven Treffen mit den Partnern, eines zu Beginn des Projekts, eines in der Endphase der Methodenentwicklung und eines nach Vorliegen der Ergebnisse, wurden die wesentlichen Weichen gestellt.

Aus der Gruppe der „Planungsbüros und Projektträger“ profitieren die Träger von Haus-der-Zukunft-Demonstrationsprojekten von einer entsorgungstechnischen Bewertung ihrer Objekte. Sie waren zwar nicht direkt ins Projektteam eingebunden, eine ausgewählte Gruppe wurde aber zum Workshop eingeladen und wird nun laufend in den Diskussionsprozess zur Verwertung der Projektergebnisse eingebunden (z.B. IBO-Werkstattgespräch).

Zu den betroffenen „Gesetzgebende Stellen und Behörden“ zählen z.B. das BMLFUW („Lebensministerium“) als Herausgeber des Bundesabfallwirtschaftsplans und Träger des klima:aktiv Haus und die Wohnbauförderstellen als Nutzer des OI3-Indikators. Die weitergehende Einbindung dieser Stellen in die vorliegende Grundlagenforschung wäre noch zu früh gewesen, VertreterInnen des Lebensministeriums, des Umweltbundesamtes sowie der Stadt Wien (MA 25, MA 22) waren aber zum Workshop eingeladen und haben auch sehr engagiert daran teilgenommen. Die gesetzgebenden Stellen und Behörden sollen eine zentrale Rolle bei der weiteren Verwertung der Ergebnisse einnehmen.

Die Umsetzungs-Potenziale für die Projektergebnisse sind hoch, da sie standardmäßig im Gebäudebewertungsinstrument Total Quality Building (TQB) eingesetzt werden. Das Marktpotenzial entspricht somit mindestens jenem von TQB oder ist sogar höher, da die Methode auch unabhängig von TQB eingesetzt werden kann. Des Weiteren erhoffen wir uns, dass die Methode auch in klima:aktiv-Dienstleistungsgebäuden Eingang und somit noch weitere Verbreitung findet.

Der Anwendung für Demonstrationsvorhaben steht nichts im Wege. Derzeit erfolgt eine erste Anwendung im Rahmen des Haus-der-Zukunft-Plus Projekts „Erweiterung der Druckerei Gugler“.

11. Ausblick / Empfehlungen

12.1 Chancen und Schwierigkeiten bei der Realisierung

Die Ergebnisse des Projekts sollen im Gebäudebewertungsprogramm Total Quality (TQB) und in der Gebäudedokumentation gem. Bundesabfallwirtschaftsplan Eingang finden. Die NutzerInnen können „Planungsbüros und ProjektträgerInnen“ sowie „Gesetzgebende Stellen und Behörden“ sein.

Die Chance bei der Realisierung des vorliegenden Projekts besteht darin, dass die Anwendung der Bewertungsmethode dazu führt, dass sich die NutzerInnen mit den Entorgungseigenschaften ihrer Gebäude auseinandersetzen und dass dies in Folge auch zu einer Verbesserung der ökologischen Performance der Gebäude führt. Mit zunehmender Professionalisierung der Methode und der Anwendungstools besteht ev. auch die Möglichkeit, dass sie Eingang in die Wohnbauförderungen findet.

Die Schwierigkeiten liegen in der Komplexität der Fragestellung, wodurch es schwierig wird, ein einfaches Schema vorzugeben, das auf Knopfdruck eindeutige Ergebnisse liefert. Wir haben im Rahmen des Projekts versucht, möglichst klare Handlungsanweisungen zu geben, wie die Ergebnisse, Ökobilanz und Entsorgungsmatrix, herbeizuführen sind. Dennoch wird es oft schwierig sein, die vorgeschlagene Methode 1:1 umzusetzen, da wir nicht alles bis ins letzte Detail beschreiben können und so die Lösung für manche Fragestellungen sicher offen geblieben ist. Das Projektteam wird weiterhin mit der Methode arbeiten und im Rahmen dessen die Beschreibung für das Procedere laufend verbessern.

Anders als bei der Ökobilanz der Gebäudeerrichtung, die eindeutig definiert werden kann, gibt es beim Abbruch unterschiedlichste Vorgangsweisen – vom geordneten Rückbau bis zum „Abbruch mit der Birne“. Somit können die Ergebnisse, nämlich die unterschiedlichen Fraktionen, die ins Recycling, zur Verbrennung oder in die Deponierung wandern, sehr unterschiedlich aussehen. Wir haben versucht, in den Sensitivitätsanalysen am Beispiel des IBO-Modellhauses und im Rahmen der methodischen Grundlagen-Kapitel wichtige Stellschrauben im System zu identifizieren und denken, dass die nächsten Jahre, in denen mit und an der Methode gearbeitet wird, die Treffsicherheit und die Anwenderfreundlichkeit erhöhen werden.

Die entwickelte qualitative Methode ist derzeit geeignet, unterschiedliche Maßnahmen an ein und demselben Gebäude abzubilden und zu bewerten. Für einen Vergleich unterschiedlicher Gebäude fehlt noch entweder eine Normierung (z.B. prozentuelle Angaben) oder eine Bezugsgröße. Dazu soll die weitere, kontinuierliche Beschäftigung mit dem Thema führen.

Die im vorliegenden Projekt erarbeitete Bewertungsmethode liefert als Ergebnis eine Entsorgungsmatrix und Ökobilanz-Indikatoren getrennt nach Deponierung, Verbrennung und Recycling. Diese Ergebnisse dienen als Basis für weitere Aggregationen zur Umsetzung in den Gebäudebewertungsinstrumenten. Es wurden auch entsprechende Vorschläge erarbeitet, die in Folge mit den NutzerInnen diskutiert und adaptiert werden müssen. Erst in

dieser aggregierten Form werden die Ergebnisse als Bewertungskriterium in den Gebäudezertifizierungsinstrumenten Eingang finden können.

Die Reaktionen, die wir im Rahmen unserer Workshops und Vorträge erhalten haben, zeigen uns, dass das Thema „Entsorgung von Gebäuden“ – nicht zuletzt durch die Einführung moderner Bauweisen – aktuell wie nie zuvor ist und auf großes Interesse stößt. Wir sind daher überzeugt, dass das Projekt und die Weiterarbeit mit den Ergebnissen einen wichtigen Beitrag zum ökologischen Bauen leisten können.

12.2 Weitere geplante Aktivitäten des Planungsteams

Das Projektteam wird das wesentliche Ergebnis des Projekts, eine Bewertungsmethode für die Entsorgungseigenschaften von Gebäuden, in seine permanente Arbeit aufnehmen und sich laufend um die Dissemination der Projektergebnisse kümmern. Die nächsten geplanten Aktivitäten sind im Folgenden dargestellt.

12.2.1 Öffentliche Verbreitung der Ergebnisse

Präsentation im Rahmen des IBO-Kongresses „BauZ – Sanieren oder Abreißen“ am 18./19.2.2010 und Positionierung weiterer Themen u.a.:

- Hildegund Mötzl (IBO): Sanieren und Abriss als Teil des Gebäudelebens – Ökologische Betrachtungen
- Martin Car (BRV): Normgerechter Abbruch: Der Rückbau
- Martin Scheibengraf (MA 22): Schadstofferkundung und Abfallwirtschaftskonzept
- Zeljko Vocinkic (Prajo): Aufbereitung von Ziegelsplitt

Präsentation im Rahmen einer Haus-der-Zukunft-Veranstaltung (nach Wunsch)

In folgende Schulungen sollen die Ergebnisse integriert werden

- greenacademy
- „Bauökologie“-Seminar (2 Wochenstunden) an der Kunstuniversität Linz
- klima:aktiv-Haus (wenn vom BMLFUW gewünscht)

Die Thematik und der Lösungsansatz der vorliegenden Studie sollen außerdem in Form von Artikeln verbreitet werden. Fixiert sind ein Artikel im ibo-Magazin 2010 und die Publikation auf der ibo-Homepage.

Die Betreuung des „Informationsknotens ökologisches Bauen“ durch das Österreichische Ökologie-Institut gewährleistet zusätzlich den direkten und umfassenden Transfer relevanter HdZ-Ergebnisse in das und aus dem Projekt.

In einem der IBO-Werkstattgespräche 2010 (Termin steht noch nicht fest) sollen die Projektergebnisse präsentiert und diskutiert werden. Dazu werden auch alle TeilnehmerInnen aus dem Stakeholder-Workshop nochmals eingeladen.

12.2.2 Umsetzung in der Gebäudebewertung

Wie schon erwähnt wurde ECOSOFT um ein Feature zur Erstellung von Massenbilanzen ergänzt. Das neue Tool wird derzeit noch geprüft und Anfang 2010 der Öffentlichkeit zur Verfügung gestellt.

In der IBO-Referenzdatenliste werden die Entsorgungsprozesse ergänzt und publiziert. Der Primärenergieinhalt wird in Prozessenergie und Feedstock aufgeschlüsselt. Mit diesen beiden Tools stehen – gemeinsam mit dem vorliegenden Bericht – die wesentlichen Grundlagen zur Bewertung der Entsorgung von Baumaterialien am Lebensende von Gebäuden zur Verfügung.

Das Projektteam strebt im Februar einen Termin mit den Akteuren der Österreichischen Gesellschaft für Nachhaltiges Bauen (ÖGNB), dem TQB-Träger, an, bei dem die Ergebnisse der vorliegenden Studie vorgestellt werden und verschiedene Möglichkeiten zur Integration in TQB diskutiert werden sollen.

Die Ergebnisse des Projekts sollen den Proponenten des Bundesabfallwirtschaftsplan (Umweltministerium und Umweltbundesamt) vorgestellt werden. Es soll diskutiert werden, inwieweit die entwickelte Gebäudedokumentation im Rahmen des BAWP genutzt werden kann.

Die Methode soll in Zukunft standardmäßig im Rahmen der Gebäudebewertungen nach Total Quality Building angewandt werden.

Außerdem soll die Methode nicht nur für die Bewertung, sondern auch für die Optimierung von Gebäuden eingesetzt werden. Als Pilotprojekt dient dafür die vom Haus-der-Zukunft-Plus-Programm als Leitprojekt geförderte Erweiterung der Druckerei Gugler in Melk. Weitere Projekte sollen sukzessive folgen.

12.3 Empfehlung für weiterführende Forschungs- und Entwicklungsarbeiten

Im Rahmen des bereits im vorigen Kapitel angesprochenen Haus-der-Zukunft-Plus Leitprojekts „Gugler“ finden Grundlagenstudien statt, die das vorliegende Projekt um weitere wesentliche Bestandteile zur Optimierung der Recyclierbarkeit von Gebäuden ergänzen:

- Subprojekt 2: Bauen mit recycros – Grundlagen für die Erhöhung der stofflichen Kreislaufschließung im Bauwesen ebenso wie die Erhöhung des Einsatzes von Recyclingstoffen (recycros). Stoffkreisläufe im Bauwesen, heute schon verfügbare recycros, Kriterienkatalog, Produktrecherche und Bewertung der Produkte; neue Wege im Einsatz von recycros.
- Subprojekt 3: Recyclingfähig Konstruieren – Grundlagen und konkrete Vorschläge für Hochbaukonstruktionen, die durch ihre Konstruktionsweise und ihren Aufbau in höchstem Maß rezyklierbar sind. Ein Katalog mit Grundlagen zum recyclingfähigen Konstruieren mit besonderem Augenmerk auf stoffreinen Füge- und Verbindungstechniken sowie Konstruktionsvorschlägen samt ökologischer und bauphysikalischer Kennwerte sowie Kostenvergleichen wird erstellt.

Des Weiteren sind aus unserer Sicht noch folgende weitergehende Grundlagenforschungen zu empfehlen:

- Bisher wurden Haustechnikkomponenten, Nebengebäude oder Materialien der Landschaftsgestaltung vernachlässigt. Diese sollten ebenfalls auf ihre Entsorgungseigenschaften untersucht werden.
- Baustellenabfälle haben im Vergleich zum Abbruch des Gebäudes den Vorteil, dass sie zum Großteil sortenrein gewonnen werden können, der Nachteil liegt in den geringeren Mengen. Zudem spielt der Aushub eine wichtige Rolle. Es stellt sich die Frage, inwieweit die vorliegenden Bewertungsmethoden dennoch auch auf die Phase der Gebäudeerichtung angewandt werden können.
- Bisher wurde die Instandsetzung vernachlässigt, bei der ebenfalls Abbruchmaterialien, wenn auch in geringeren Mengen, anfallen. Baumaterialien sollten auch hinsichtlich ihres Verhaltens bei der Instandsetzung optimiert werden. Dies betrifft auch das Leitprinzip der „Einpassung, Flexibilität, Adaptionfähigkeit und Lernfähigkeit“, das in der vorliegenden Studie bisher unberücksichtigt blieb.
- Eine wichtige Messgröße für die Entsorgungseigenschaften von Baumaterialien sind die Entsorgungskosten. Es wäre sehr aufschlussreich, diese in weiterführenden Studien in Beziehung zu den ökologischen Messgrößen zu stellen.
- In Folge der Aktivitäten des CEN TC 350 ist absehbar, dass in Zukunft die Ökobilanz eine wichtigere Rolle bei der ökologischen Bewertung von Gebäuden spielen wird. Um dafür gerüstet zu sein, ist es notwendig, möglichst breit abgestimmte Allokationsmethoden über den Lebenszyklus zu finden.

Zur Optimierung von Gebäuden hinsichtlich ihrer Entsorgungseigenschaften würden wir folgende Grundlagen noch als hilfreich ansehen.

- Planungsleitfaden für die Optimierung von Gebäuden hinsichtlich ihrer Entsorgungseigenschaften
- Zusammenarbeit mit Herstellern zur Optimierung von Baumaterialien hinsichtlich ihrer Entsorgungseigenschaften

12. Literaturverzeichnis / Abbildungsverzeichnis / Tabellenverzeichnis

13.1 Literaturverzeichnis

BAWP (Hrsg): Österreichischer Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2006. Lebensministerium (Hrsg.)

BAWP 2008 aktualisiertes Kapitel „Abfälle aus dem Bauwesen“ des Österreichischer Bundes-Abfallwirtschaftsplans 2006, 07.04.2009, Lebensministerium VI/3

CML - Centre of Environmental Science, Leiden University (Guinée, M.; Heijungs, R.; Huppes, G.; Kleijn, R.; de Koning, A.; van Oers, L.; Wegener Seeswijk, A.; Suh, S.; de Haes, U.); School of Systems Engineering, Policy Analysis and Management, Delft University of Technology (Bruijn, H.); Fuels and Raw Materials Bureau (von Duin, R.); Interfaculty Department of Environmental Science, University of Amsterdam (Huijbregts, M.): Life Cycle assessment: An operational guide to the ISO standards. Final Report, May 2001.

DEPONIEVERORDNUNG (DepVo) 2008, 39. Verordnung des BMLFUW über Deponien, ausgegeben am 30. Jänner 2008 Teil II

ECOINVENT: Frischknecht, R., Niels Jungbluth, (Editors), ESU-services ; Uster; Hans-Jörg Althaus; Gabor Doka; Roberto Dones; Roland Hischier; Stefanie Hellweg; Sébastien Hunbert; Manuele Margni; Thomas Nemecek; Michael Spielmann.: Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods, Data v1.1, Dübendorf, May 2004

ECOSOFT 3.4.2: Programm zur ökologischen Bewertung von Baukonstruktionen und Gebäuden auf Basis des Ökoindikators OI3. IBO. Bestellen von ECOSOFT und weitere Informationen unter <http://www.ibo.at/de/ecosoft.htm>. Achtung aktuelle Version 3.4.2 ist derzeit noch nicht veröffentlicht.

FECHNER Johannes (17&4), MÖTZL Hildegund (IBO), UNZEITIG UIIa (IBO): Abfallvermeidung im Bausektor. Im Rahmen der INITIATIVE „Abfallvermeidung in Wien“ der Stadt Wien, unterstützt von der Wiener Umweltstadträtin. Dez. 2003

FRISCHKNECHT R. et al.: Overview and Methodology. Final report ecoinvent v2.0 No. 1, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH. 2007

FRISCHKNECHT R., JUNGBLUTH N. Allocation applied on Co-Production Processes in Large LCI Process Network Databases. *In proceedings from: International Workshop on Quality of LCI Data*, Forschungszentrum Karlsruhe, <http://www.lci-network.de/lci-quality>. 2003

IBO (Hrsg.): Passivhaus-Bauteilkatalog – Ökologisch bewertete Konstruktionen / Details for Passive-Houses. Gefördert durch „Haus der Zukunft“. Springer, Wien 2008

IBO-Referenzdatenbank – Wesentliche methodische Annahmen. Boogman Philipp, Mötzl Hildegund. Version 2.2, Stand Juli 2007, mit redaktionellen Überarbeitungen am 9.10.2009, URL: http://www.ibo.at/documents/LCA_Methode_Referenzdaten_kurz_091009.pdf

ISO 14040: ÖN EN ISO 14040 Environmental management – Life cycle impact assessment – Principles and framework. Oktober 2006

ISO 14044: DIN EN ISO 14044 Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen. Oktober 2006

ISO/DIS 21930 Building Construction – Sustainability in building construction – Environmental declaration of building products (DIS 21930, Draft 16, working document N 468, sept 20, 2006)

JLCA (The International Journal of Life Cycle Assessment). Editor-In-Chief: Walter Klöpffer. Associated Journal of UNEP/SETAC Life Cycle Initiative. Springer ecomed. Ab 2005

JUNGMEIER, G.; WERNER, F; JARNEHAMMAR, A; HOHENTHAL, C; RICHTER, K: Allocation in LCA of Wood-based Products; Part I Methodology. Int. J. LCA 7 (5), Landsberg 2002 (a)

JUNGMEIER, G.; WERNER, F; JARNEHAMMAR, A; HOHENTHAL, C; RICHTER, K: Allocation in LCA of Wood-based Products; Part II Examples. Int. J. LCA 7 (6), Landsberg 2002 (b)

MÖTZL Hildegund: Entsorgungseigenschaften von Baustoffen und Bauteilen in der Sanierung. In: AEE Intec (Hrsg.): ökosan'07 – 2. internationale Tagung zum Thema "Hochwertige energetische Sanierung von großvolumigen Gebäuden", Weiz 2007

MÖTZL Hildegund et al: Model house for the use in Type III environmental declarations on Building products (EPD). Project N° 1008-EPD-2006. IBO im Auftrag des ON Verbraucherrats. 27.12.2007

MÖTZL Hildegund, FELLNER Maria, PLADERER Christian, MEISSNER Markus, ASCHENBRENNER Ulrich: Building as feedstocks for tomorrow – Life cycle assessment of buildings and constructions (LCA-BC). In: Fona Forschung für Nachhaltigkeit (Hrsg.): 12th European Roundtable on Sustainable Consumption and Production (erscp2008), Berlin 2008

Netzwerk Lebenszyklusdaten, Arbeitskreis Methodik (NETZWERK LZD-1): AP 6 Allokation. Projektbericht im Rahmen des Forschungsvorhabens FKZ 01 RN 0401 im Auftrag des Bundesministeriums für Bildung und Forschung. Forschungszentrum Karlsruhe Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse – Zentralabteilung Technikbedingte Stoffströme (Hrsg). PE International. Leinfelden-Echterdingen Karlsruhe, Juni 2007

Netzwerk Lebenszyklusdaten, Universität Stuttgart (NETZWERK LZD-2): Analyse bestehender methodischer Ansätze zur Berücksichtigung des Recyclings von Metallen im Rahmen der Ökobilanz. Netzwerk Lebenszyklusdaten - Arbeitskreis Metallische Rohstoffe. Projektbericht im Rahmen des Forschungsvorhabens FKZ 01 RN 0401 im Auftrag des Bundesministeriums für Bildung und Forschung. Forschungszentrum Karlsruhe Institut für

Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse – Zentralabteilung Technikbedingte Stoffströme (Hrsg). Leinfelden-Echterdingen-Karlsruhe – Oktober 2007

Netzwerk Lebenszyklusdaten, Universität Bremen (NETZWERK LZD-3): Kupferzyklen Deutschland. Netzwerk Lebenszyklusdaten - Arbeitskreis Metallische Rohstoffe. Projektbericht im Rahmen des Forschungsvorhabens FKZ 01 RN 0401 im Auftrag des Bundesministeriums für Bildung und Forschung. Forschungszentrum Karlsruhe Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse – Zentralabteilung Technikbedingte Stoffströme (Hrsg). Bremen Karlsruhe - Oktober 2007

ÖN B 3801 Holzschutz im Hochbau - Grundlagen und Begriffsbestimmungen

PLADERER, C.; GANGLBERGER, E.; FUNDER, B.; ROISER-BEZAN, G.; PROCHASKA, M.; RABER, G.; LORBER, K.E.; SCHEIBENGRAF, M.; OLIVA, J; GRETZMACHER, G.: Vermeidung von Baustellenabfällen in Wien. Im Auftrag der Magistratsabteilung 48 Wien. Endbericht 2004 (auch downloadbar unter: <http://www.abfallvermeidungwien.at/>)

prEN 15804 Sustainability of construction works – Environmental Product Declarations - Product category rules (Ausgabe für Enquiry 2008-06-01) und Diskussionsstand 11/2009

prEN15643-2 Nachhaltigkeit von Bauwerken – Ganzheitliche Bewertung der Qualität von Gebäuden – Teil 2: Rahmenbedingungen für die Bewertung der Umweltqualität (Ausg 2009-04-01)

prEN 15978 Nachhaltigkeit von Bauwerken –Bestimmung der umweltbezogenen Qualität von Gebäuden –Berechnungsmethode (Working draft N079)

RICHTER Klaus :Altholzverwertung als Teil des Produktlebenszyklus. SAH-Bulletin 5,10 –15, 2000

RICHTER Klaus: LCA - reuse/recycle. Cost Action E13: Wood Adhesion and Glued Products. State of the Art-Report. Brussels / Luxembourg p. 161-189. 2001

SPRINGER (Druck und Verlag): Bewertung ökologischer Lebensläufe von Zeitungen und Zeitschriften. Ein Projekt der Unternehmen AXEL SPRINGER VERLAG AG, STORA (Forst, Zellstoff, Papier), CANFOR (Forst, Zellstoff). Wissenschaftliche Beratung: INFRAS, Zürich. Kurzfassung der Studie, 1998

TOTALQUALITY (TQ) - Planung und Bewertung von Gebäuden. Im Auftrag von BMVIT, BMWA und BM für Umwelt, Jugend und Familie. Projektdauer: 1999–2005. Aktuelle Informationen zur TQ-Gebäudebewertung sind erhältlich unter www.argeTQ.at

TOTAL-QUALITY-BEWERTUNG (TQ) - Begleituntersuchung der innovativen Bauprojekte, gemeinsam mit ARGE Erneuerbare Energie (AEE Intec) und Österreichisches Institut für Baubiologie und -ökologie (IBO) im Auftrag von BMVIT/ Programmlinie Haus der Zukunft, 2004–2007

WERNER, Frank: Interdependencies between LC-modelling and the use of LCA in product design-related decision situations with special emphasis on the influence of cognitive models and values on the modelling of reuse & recycling and other end-of-life options. Dissertation. ETH Zürich 2002-1

WERNER Frank: Treatment of aluminium recycling in LCA, Development and Evaluation of the Value-Corrected Substitution Procedure Applied to Window Frames, commissioned by EAA, EMPA Duebendorf 2002-2

WERNER Frank, ALTHAUS Hans-Jörg, RICHTER Klaus, SCHOLZ Roland W.: Post-Consumer Waste Wood in Attributive Product LCA. Context specific evaluation of allocation procedures in a functionalistic conception of LCA. Wood and Other Renewable Resources (Subject Editor: JörgSchweinle). In: ecomed publishers: Int J LCA 12 (3) 160 – 172 (2007)

ZWIENER Gerd, MÖTZL Hildegund.: Ökologisches Baustofflexikon (3. Aufl.) Heidelberg: C.F. Müller 2006

13.2 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: IBO-Modell-Einfamilienhaus - Grundrisse und Schnitt	41
Abbildung 2: Grafische Darstellung der Ergebnisse aus der qualitativen Bewertung des IBO-Einfamilienhauses in unterschiedlichen Varianten.....	44
Abbildung 3: Photosmog-Werte (POCP) für die Herstellung und Entsorgung des IBO-Einfamilienhauses.....	48
Abbildung 4: Versauerungswerte (AP) für die Herstellung und Entsorgung des IBO-Einfamilienhauses	49
Abbildung 5: Überdüngungswerte (NP) für die Herstellung und Entsorgung des IBO-Einfamilienhauses.....	49
Abbildung 6: Beitrag zum Treibhauseffekt (GWP) für die Herstellung und Entsorgung des IBO-Einfamilienhauses.....	50
Abbildung 7: Nicht erneuerbarer Primärenergieinhalt (PEI ne) in MJ für die Herstellung und Entsorgung des IBO-Einfamilienhauses.	52
Abbildung 8: Erneuerbarer Primärenergieinhalt (PEI e) in MJ für die Herstellung und Entsorgung des IBO-Einfamilienhauses.	52

13.3 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Bundesweites Abfallkommen 2007 (BAWP 2008)	19
Tabelle 2: Häufig gebrauchte Indikatoren in Ökobilanzen von Baustoffen.....	28
Tabelle 3: Quellen für Basisdaten in der Ökobilanz	31
Tabelle 4: Auszug aus einer automatisch in ECOSOFT V 3.4.2 erstellten Liste über alle im Gebäude eingesetzten Baumaterialien	34
Tabelle 5: Unterfraktionen aus einem vermörtelten Ziegel mit Wärmedämmverbundsystem (verklebt). Die Unterfraktionen von Polystyrol-WDVS und Ziegel werden jeweils gemeinsam entsorgt, die Aufteilung in Unterfraktionen dient nur als Grundlage für die weiteren Bewertungsschritte.	35
Tabelle 6: Zuordnung von Entsorgungswegen („Weg“) zu den Fraktionen (dep = Deponierung, mva = Müllverbrennung).....	36
Tabelle 7: Ausschnitt aus der Pivot-Tabelle über die Fraktionen. Masse in kg.....	37

Tabelle 8: Den Fraktionen der Pivot-Tabelle (siehe Tabelle 7) werden Entsorgungsprozesse aus ECOSOFT V3.4.2 zugeordnet.....	37
Tabelle 9: Massenbilanz über die Entsorgungsprozesse am Beispiel eines Einfamilienhauses. Diese Tabelle ist ein erstes Bewertungsergebnis und dient gleichzeitig als Sachbilanz für die Berechnung der Ökobilanz-Indikatoren.....	38
Tabelle 10: Materialverluste bei der Sammlung und Aufbereitung von Baustoffen für das Recycling.....	39
Tabelle 11: Beurteilungskriterien für die qualitative Einstufung beim Rückbau eines Gebäudes anfallenden Fraktionen	40
Tabelle 12: Beispiel für die Einstufung der beim Rückbau eines Gebäudes anfallenden Fraktionen	40
Tabelle 13: Beispiel für die Ergebnis-Tabelle über die qualitative Einstufung der aus dem Rückbau eines Gebäudes anfallenden Fraktionen. Masse in kg	40
Tabelle 14: Kennwerte des IBO-Modell-Einfamilienhauses	41
Tabelle 15: Konstruktions-Ausgangsvariante für das IBO-Einfamilienhaus in Massiv- bzw. Holzleichtbauweise	42
Tabelle 16: Überblick über die Szenarien und Aufbauvarianten für das IBO-Modell-Einfamilienhaus in Massivbauweise. Details siehe Anhang A4	43
Tabelle 17: Überblick über die Szenarien und Aufbauvarianten für das IBO-Modell-Einfamilienhaus in Holzleichtbauweise	43
Tabelle 18: Tabellarische Zusammenfassung der Ergebnisse aus der qualitativen Bewertung des IBO- Einfamilienhauses in unterschiedlichen Varianten.....	44
Tabelle 19: Massenbilanz der Entsorgung des IBO-Einfamilienhauses in Massivbauweise für die Eingabe in ECOSOFT.....	46
Tabelle 20: Übersicht über die Indikatorwerte für das IBO-Einfamilienhaus in Massivbauweise. Die Prozesse 1-9 umfassen die Herstellung der Bauteile, die Prozesse 10-12 die Entsorgung (AW = Außenwand, DA = Dach, GD = Geschoßdecken, EA = Erdberührte Außenwand, EF = Fundament, IW = Innenwand).	47
Tabelle 21: Massenbilanz der Entsorgung des IBO-Einfamilienhauses in Holzleichtbauweise für die Eingabe in ECOSOFT.....	47
Tabelle 22: Übersicht über die Indikatorwerte für das IBO-Einfamilienhaus in Holzleichtbauweise. Die Prozesse 1-9 umfassen die Herstellung der Bauteile, die Prozesse 10-12 die Entsorgung (AW = Außenwand, DA = Dach, GD = Geschoßdecken, EA = Erdberührte Außenwand, EF = Fundament, IW = Innenwand).....	48
Tabelle 23: Wirkbilanz-Ergebnisse für die Entsorgung von 1 m ² Holzwolle-Leichtbauplatten und 1 m ² unbehandeltes Holz (je 2 cm dick) im Vergleich.....	51
Tabelle 24: Ausschlüsselung des Primärenergieinhalts für die Entsorgung und Herstellung des IBO-Einfamilienhauses in (verbrauchte) Prozessenergie und (verwertbare) gespeicherte Energie.....	53

Anhang

- Entsorgungsprozesse – Grundlagenrecherche
- Entsorgungswege der Baustoffe
- Ökobilanz – Methodische Grundlagen
- IBO-Modell-Einfamilienhaus – Konstruktionen und Szenarien



Haus der Zukunft

eine Initiative des Bundesministeriums für Verkehr, Innovation und Technologie (BMVIT)

Entsorgungsprozesse – Grundlagenrecherche

erstellt am
29/12/2009

ABC-Disposal

Anhang A1

Projektnummer 813974

Österreichisches Ökologie-Institut

Ein Projektbericht im Rahmen der Programmlinie



Impulsprogramm Nachhaltig Wirtschaften

1. Inhaltsverzeichnis

1. Inhaltsverzeichnis	2
2. Einleitung.....	3
3. Begriffe in der Entsorgungstechnik und Entsorgungswirtschaft	4
4. Rechtliche Rahmenbedingungen für Baurestmassen/Bauabfälle	7
4.1 Baurestmassentrennungsverordnung (BGBL Nr. 259/1991)	7
4.2 Deponieverordnung 2008.....	8
4.3 Altlastensanierungsgesetz (ALSAG 2006).....	9
5. Behandlungs- und Entsorgungsanlagen für Baurestmassen/Bauabfälle in Österreich	10
6. Qualität und Quantität von Baurestmassen/Bauabfällen.....	10
6.1 Abfallmengen aus dem Bauwesen.....	10
6.2 Herkunft von bestimmten Bauabfällen am Beispiel OÖ (HUBER 2007)	12
6.3 Klimarelevanz der Entsorgung von bestimmten Bauabfällen.....	13
6.4 Einsatz von Abfällen als Ersatzbrennstoffe in Mitverbrennungsanlagen	15
7. Grenzwerte der verschiedenen Entsorgungs- bzw. Beseitigungsverfahren in Europa für Baurestmassen/Bauabfälle.....	18
7.1 Grenzwerte für die Deponierung von Abfällen in Österreich (Deponieverordnung 2008)	18
7.2 Grenzwerte für die Deponierung von Abfällen in der Schweiz (TVA 2009)	20
7.3 Grenzwerte für die Verbrennung von Abfällen in Österreich (AVV 2002)	22
7.4 Verbrennungseigenschaften und -verhalten von Abfällen bei der thermischen Verwertung und thermischen Beseitigung	22
7.5 Stand der Technik bei Abfallverbrennungsanlagen in Österreich	25
8. Analyse vorhandener Werte zu Entsorgungsprozessen	28
8.1 Vorbereitung zur stofflichen Verwertung (Recycling)	29
8.2 Abfallverbrennung	34
8.3 Deponierung.....	42
9. Zusammenfassung:.....	44
10. Literaturverzeichnis.....	46

2. Einleitung

Im folgenden Abschnitt werden die Sachbilanzen wesentlicher Entsorgungsprozesse im Baubereich vorgestellt und die Entsorgungsprozesse näher erläutert. An Hand der Definition der Entsorgungsprozesse:

- Sortierung als Vorbereitung zur stofflichen und thermischen Verwertung,
- thermische Abfallverwertung ohne Sortierung und
- Beseitigung (Deponierung)

werden Sachbilanzen dargestellt.

Dabei wurden auf internationale Literaturdaten (wie die „Ökoinventare für Entsorgungsprozesse“ von **von ecoinvent v2.0**) zurückgegriffen, die allerdings auf österreichische Verhältnisse überprüft, ggf. angepasst und aktualisiert werden mussten.

Baurestmassen und Baustellenabfälle stellen nicht nur in Österreich, sondern europaweit den größten Abfallanteil dar. Sie enthalten zwar einerseits ein großes Rohstoffpotenzial, sind jedoch andererseits mit Schadstoffen belastet. Um das Potenzial dieser Abfälle als Rohstoff und als Umweltbelastung richtig einschätzen zu können, sind Angaben über Art, Zusammensetzung und Menge von Baurestmassen notwendig. Kenntnisse über Entstehung, Zusammensetzung und regionales Aufkommen von Baurestmassen sind daher grundlegend für die Sammlung, Verwertung und Entsorgung gemäß den Zielsetzungen der europäischen und österreichischen Abfallwirtschaftsgesetzgebung, wie der Abfallrahmenrichtlinie, Bundesabfallwirtschaftsgesetz oder die österreichische Deponieverordnung.

3. Begriffe in der Entsorgungstechnik und Entsorgungswirtschaft

Die Abfallwirtschaft ist in Österreich im Sinne des **Vorsorgeprinzips und der Nachhaltigkeit** (AWG 2002) danach auszurichten, dass

1. schädliche oder nachteilige Einwirkungen auf Mensch, Tier und Pflanze, deren Lebensgrundlagen und deren natürliche Umwelt vermieden oder sonst das allgemeine menschliche Wohlbefinden beeinträchtigende Einwirkungen so gering wie möglich gehalten werden,
2. die Emissionen von Luftschadstoffen und klimarelevanten Gasen so gering wie möglich gehalten werden,
3. Ressourcen (Rohstoffe, Wasser, Energie, Landschaft, Flächen, Deponievolumen) geschont werden,
4. bei der stofflichen Verwertung die Abfälle oder die aus ihnen gewonnenen Stoffe kein höheres Gefährdungspotential aufweisen als vergleichbare Primärrohstoffe oder Produkte aus Primärrohstoffen und
5. nur solche Abfälle zurückbleiben, deren Ablagerung keine Gefährdung für nachfolgende Generationen darstellt.

Es gelten dabei folgende **Grundsätze (AWG 2002)**:

1. Die Abfallmengen und deren Schadstoffgehalte sind so gering wie möglich zu halten (**Abfallvermeidung**).
2. Abfälle sind zu verwerten, soweit dies ökologisch zweckmäßig und technisch möglich ist und die dabei entstehenden Mehrkosten im Vergleich zu anderen Verfahren der Abfallbehandlung nicht unverhältnismäßig sind und ein Markt für die gewonnenen Stoffe oder die gewonnene Energie vorhanden ist oder geschaffen werden kann (**Abfallverwertung**).
3. Nach Maßgabe der Ziffer 2 nicht verwertbare Abfälle sind je nach ihrer Beschaffenheit durch biologische, thermische, chemische oder physikalische Verfahren zu behandeln. Feste Rückstände sind möglichst reaktionsarm und ordnungsgemäß abzulagern (**Abfallbeseitigung**).

Die **Entsorgung** der wesentlichen Abfälle aus dem Bauwesen umfasst gem. Abfallwirtschaftsgesetz (AWG 2002) die Verwertung und Beseitigung von Abfällen, wobei die Abgrenzung zwischen diesen beiden Begriffen in einer „Gesamtabwägung“ unter Berücksichtigung nachhaltiger und ökologischer Kriterien zu beurteilen ist.

Die **Verwertung** von Abfällen umfasst neben der stofflichen auch die thermische Verwertung.

Zur **Beseitigung** zählen die Behandlung, Lagerung und Ablagerung (Deponierung) von Abfällen, die keiner stofflichen oder thermischen Verwertung zugeführt werden können, in Abfallbeseitigungsanlagen.

Für Abfälle aus dem Baubereich werden vor allem Bodenaushubdeponien, Inertabfalldeponie und Baurestmassendeponien in Anspruch genommen werden.

Kontaminierte Bauabfälle, stark belastete Böden usw. sind auf Reststoffdeponien bzw. Massenabfalldeponien abzulagern.

Die **Verbrennung** von Abfällen in Feuerungsanlagen für Private, Gewerbe und Industrie, in Müllverbrennungsanlagen oder Entsorgungsbetrieben wird je nach „Gesamtabwägung“ als Verwertung (Verwertung von brennbaren Abfällen zur Gewinnung von Energie) oder Beseitigung (z.B. Hausmüll ohne Energiegewinnung) eingestuft.

Die Europäische Abfallrahmenrichtlinie 2008 soll dazu beitragen, die EU dem Ziel einer „Recycling-Gesellschaft“ näher zu bringen, indem die Erzeugung von Abfall vermieden und Abfall als Ressource verwendet wird. Insbesondere werden in dem Sechsten Umweltaktionsprogramm der Europäischen Gemeinschaft Maßnahmen zur Sicherstellung der Getrennthaltung am Anfallort, der Sammlung und des Recyclings vorrangiger Abfallströme gefordert. Im Einklang mit diesem Ziel und zur Erleichterung oder Verbesserung des Verwertungspotenzials von Abfällen sollten diese getrennt gesammelt werden, falls dies technisch, ökologisch und wirtschaftlich durchführbar ist, bevor sie Verwertungsverfahren unterzogen werden, die insgesamt das beste Ergebnis hinsichtlich des Umweltschutzes erbringen.

Die Mitgliedstaaten sollten die Verwendung von Recyclingmaterialien, wie Altpapier, im Einklang mit der Abfallhierarchie und dem Ziel der Schaffung einer Recyclinggesellschaft fördern und die Deponierung oder Verbrennung solcher Recyclingmaterialien nach Möglichkeit nicht unterstützen.

Gemäß BAWP 2006 soll die österreichische Abfallwirtschaft wichtige Impulse für die stoffliche Gestaltung von Gütern und Verfahren geben, damit bereits auf Ebene der Produktion und der Versorgung die abfallwirtschaftlichen Möglichkeiten der Verwertung und des Umweltschutzes richtig berücksichtigt werden können (Design for Recycling, Design for Disposal). Bei fortschreitenden Maßnahmen kann im Bundes-Abfallwirtschaftsplan künftig die Bedeutung der Abfallwirtschaft bei der umweltverträglichen Stoffsteuerung aufgezeigt werden.

Im Sinne einer umweltgerechten und volkswirtschaftlich sinnvollen Verwertung von Abfällen werden im BAWP 2006 mehrere Verwertungsarten unterschieden:

Die stoffliche Verwertung nutzt das Material des Abfalls als sekundäre Rohstoffquelle.

Dabei ist zu unterscheiden zwischen Verwertung auf gleichwertigem Niveau (= Recycling im engeren Sinne), also die Herstellung von gleichwertigen Materialien. Anwendungsbeispiel: Altglas, Eisenschrott, Aluminium.

Verwertungskaskade; darunter wird eine Umwandlung zu Materialien minderer Qualität oder zu anderen Stoffen verstanden.

Die energetische (thermische) Verwertung nutzt den hohen Energieinhalt von Abfällen (unter Einhaltung bestimmter Rahmenbedingungen).

Mischformen aus stofflicher und energetischer Verwertung sind möglich.

Eine ökologisch sinnvolle Verwertung findet erfahrungsgemäß dort ihre Grenzen, wo der Aufwand für Sammlung, Reinigung und Aufbereitung von Abfällen ein höheres Ausmaß an

Emissionen oder anderen Umweltbelastungen nach sich zieht, als das bei Einsatz von Primärmaterialien der Fall wäre.

Daher ist es besonders wichtig, bei Sachgütern und Anlagen aller Art verstärkt auf Langlebigkeit und Reparaturfreundlichkeit zu setzen und in der Produktion nachwachsende Rohstoffe so weit wie möglich zu bevorzugen. Dies gilt nicht nur für den stofflichen, sondern auch für den energetischen Rohstoffeinsatz. Besonders der thermischen Verwertung von organischen Abfällen aus nach wachsenden Rohstoffen (insbesondere Holz) wird zukünftig eine besondere Bedeutung beizumessen sein (BAWP 2006).

4. Rechtliche Rahmenbedingungen für Baurestmassen/Bauabfälle

Gemäß AWG obliegen Abfallbesitzern folgende **Behandlungspflichten** für Abfälle, die im Zuge von Bautätigkeiten anfallen:

- Wertbare Materialien sind einer Verwertung zuzuführen, sofern dies ökologisch zweckmäßig und technisch möglich ist und dies nicht mit unverhältnismäßigen Kosten verbunden ist.
- Nicht verwertbare Abfälle je nach ihrer Beschaffenheit durch biologische, thermische, chemische oder physikalische Verfahren zu behandeln. Feste Rückstände sind möglichst reaktionsarm und ordnungsgemäß abzulagern.

Für die **Baustelle** werden folgende **Bestimmungen** jedenfalls anzuwenden sein:

- Gefährliche Abfälle und Altöle sind von anderen Abfällen getrennt zu sammeln, zu lagern, zu befördern und zu behandeln (AWG, Baurestmassentrennverordnung).
- Verpackungsabfälle sind getrennt zu sammeln und einer Verwertung (Sammelsystem) zuzuführen (Verpackungsverordnung)
- Biogene Abfälle sind für eine getrennte Verwertung vorzusehen (Verordnung über die Sammlung biogener Abfälle)
- Verwertungsgebot von Materialien bei Bauabbrüchen (AWG § 16 (7) bzw. Baurestmassentrennverordnung).

Bauabfälle/Baurestmassen unterliegen grundsätzlich dem Bundesabfallwirtschaftsgesetz. Weitergehende Bestimmungen können aber auch in Landesgesetzen (z.B. Bautechnikgesetz) geregelt sein.

4.1 Baurestmassentrennungsverordnung (BGBL Nr. 259/1991)

Die Verordnung regelt die Trennung wesentlicher, im Rahmen einer Bau- oder Abbruchtätigkeit anfallender Materialien (mineralischer Bauschutt, Bodenaushub, Betonabbruch, Asphaltaufbruch-, Holz-, Metall- und Kunststoffabfälle sowie Baustellenabfälle) ab einer bestimmten Mengenschwelle, um eine Verwertung zu ermöglichen.

Die bereits mit 1.1.1993 in Österreich in Kraft getretene Verordnung schreibt in Abhängigkeit von bestimmten Mengenschwellen eine Trennung in Stoffgruppen vor. Diese Trennung kann baustellenseitig oder in entsprechenden Anlagen durchgeführt werden.

Wer die Ausführung einer Bau- oder Abbruchtätigkeit im Rahmen eines Bauvorhabens veranlasst, hat aus den dabei anfallenden Materialien folgende Stoffgruppen zu trennen, sofern die nachstehend angeführten Mengenschwellen je Stoffgruppe überschritten werden:

Stoffgruppen **Mengenschwelle:**

Bodenaushub:	20 t
Betonabbruch:	20 t
Asphaltaufbruch:	5 t
Holzabfälle:	5 t

Metallabfälle:	2 t
Kunststoffabfälle:	2 t
Baustellenabfälle:	10 t
mineralischer Bauschutt:	40 t

Weiters regelt eine Verordnung den **Einsatz von mobilen Anlagen** zur Behandlung von Abfällen (BGBl. II Nr. 472/2002 ist mit 18. Dezember 2002 in Kraft getreten). Unter die Genehmigungspflicht gemäß § 52 AWG 2002 fallen genauer bestimmte mobile Abfallbehandlungsanlagen.

4.2 Deponieverordnung 2008

Die österreichische Deponieverordnung 2008 definiert folgende Deponieklassen und Deponieunterklassen:

1. Bodenaushubdeponie;

2. Inertabfalldeponie;

3. Deponie für nicht gefährliche Abfälle:

- a) Baurestmassendeponie,
- b) Reststoffdeponie,
- c) Massenabfalldeponie;

4. Deponie für gefährliche Abfälle (nur als Untertagedeponie).

In der **Bodenaushubdeponie** (§ 5 (1)) ist ausschließlich die Ablagerung von nicht kontaminiertem Bodenaushubmaterial und nicht kontaminierten Bodenbestandteilen, welche jeweils den Anforderungen des Anhangs 4 der Deponieverordnung für die Ablagerung auf einer Bodenaushubdeponie – gegebenenfalls nach Maßgabe des § 8 – entsprechen, zulässig.

In der **Inertabfalldeponie** (§ 5 (2)) ist ausschließlich die Ablagerung von

- 1. Inertabfällen, die den Anforderungen des Anhangs 1 Tabellen 3 und 4 der Deponieverordnung entsprechen,
- 2. nicht kontaminiertem Bodenaushubmaterial und nicht kontaminierten Bodenbestandteilen, welche jeweils den Anforderungen des Anhangs 4 für die Ablagerung auf einer Inertabfalldeponie entsprechen,
- 3. Abfällen gemäß Anhang 2 Punkt 1 und
- 4. Gleisschotter, der den Anforderungen des Anhangs 4 für die Ablagerung auf einer Inertabfalldeponie entspricht.

In der **Baurestmassendeponie** (§5 (3))ist ausschließlich die Ablagerung von

- 1. nicht gefährlichen Abfällen, die den Anforderungen des Anhangs 1 Tabellen 5 und 6 entsprechen,
- 2. Abfällen gemäß Anhang 2,
- 3. Aushubmaterial, das den Anforderungen des Anhangs 4 für die Ablagerung auf einer Baurestmassendeponie entspricht,
- 4. Gleisschotter, der den Anforderungen des Anhangs 4 für die Ablagerung auf einer Baurestmassendeponie entspricht, und
- 5. Asbestabfällen nach Maßgabe des § 10

In der der **Reststoffdeponie** (§5 (4)) ist ausschließlich die Ablagerung von

1. nicht gefährlichen Abfällen, die den Anforderungen des Anhangs 1 Tabellen 7 und 8 entsprechen,
2. Abfällen gemäß Anhang 2 Punkt 1,
3. Aushubmaterial, das den Anforderungen des Anhangs 4 für die Ablagerung auf einer Reststoffdeponie entspricht,
4. Gleisschotter gemäß § 13 Abs. 1 Z 4,
5. Asbestabfällen nach Maßgabe des § 10 und
6. Rückständen aus thermischen Prozessen nach Maßgabe des § 9

In der **Massenabfalldeponie** (§5 (5)) ist ausschließlich die Ablagerung von

1. nicht gefährlichen Abfällen, die den Anforderungen des Anhangs 1 Tabellen 9 und 10 entsprechen,
2. Abfällen gemäß Anhang 2,
3. Aushubmaterial, das den Anforderungen des Anhangs 4 für die Ablagerung auf einer Massenabfalldeponie entspricht,
4. Gleisschotter gemäß § 13 Abs. 1 Z 4 und
5. Asbestabfällen nach Maßgabe des § 10

4.3 Altlastensanierungsgesetz (ALSAG 2006)

Für die Deponierung und Lagerung von Abfällen werden in Abhängigkeit von Abfallart und Deponieausstattung Beiträge eingehoben, die auch eine lenkungspolitische Maßnahme in Richtung einer umweltgerechten Abfallbehandlung in dem Stand der Technik entsprechenden Anlagen darstellen. Seit 1.1.2006 wird neben der Deponierung auch ein Altlastenbeitrag für die Verbrennung von Abfällen und das Herstellen von Brennstoffprodukten aus Abfällen eingehoben.

Werden Abfälle auf einer **Deponie abgelagert**, beträgt der Altlastenbeitrag ab 1. Jänner 2008 je angefangene Tonne auf

- | | |
|--|-------------|
| 1. Bodenaushub-, Inertabfall- oder Baurestmassendeponien: | 8,00 Euro, |
| 2. Reststoffdeponien | 18,00 Euro, |
| 3. Massenabfalldeponien oder Deponien für gefährliche Abfälle | 26,00 Euro, |
| 4. Deponien, auf denen noch Abfälle mit hohen biol. abbaubaren Anteilen, insbesondere Siedlungsabfälle, abgelagert werden, | 87,00 Euro. |

Der Altlastenbeitrag beträgt für das **Verbrennen** von Abfällen, das Herstellen von Brennstoffprodukten aus Abfällen oder das Befördern von Abfällen zu einer Tätigkeit außerhalb des Bundesgebietes ab 1. Jänner 2008 je angefangene Tonne

7,00 €

5. Behandlungs- und Entsorgungsanlagen für Baurestmassen/Bauabfälle in Österreich

Abfallbehandlungsanlagen in Österreich im Jahr 2008. (Datengrundlage: Anlagen- und Stoffdatenbank des Umweltbundesamtes, Datenstand Dezember 2008, BAWP 2006)

- 23 Anlagen zur ausschließlichen Verbrennung von Abfällen
- 174 Mitverbrennungsanlagen
- 37 Chemisch-physikalische Behandlungsanlagen
- 40 EAG-Anlagen
- 71 Ausgewählte Aufbereitungsanlagen für spezielle Abfälle (Altautos, Kunststoffe, Fette und Frittieröle, Chemikalien, Batterien, u. a.)
- 6 Shredder
- 341 Aufbereitungsanlagen für Baurestmassen
- 17 Biotechnische Behandlungsanlagen zur Vorbehandlung von Restmüll und sonstigen Abfällen (MBA)
- 552 Anlagen zur aeroben biotechnischen Behandlung getrennt gesammelter biogener Abfälle, Grünabfälle u. a. (Kompostierungsanlagen)
- 133 Anlagen zur Sortierung getrennt erfasster Altstoffe und anderer Abfälle
- 48 Anlagen zur Verwertung getrennt erfasster Altstoffe
- 214 Anlagen zur anaeroben biotechnischen Behandlung (Biogasanlagen)
- 548 Deponien (Massenabfall, Reststoff, Baurestmassen, Bodenaushub)

6. Qualität und Quantität von Baurestmassen/Bauabfällen

6.1 Abfallmengen aus dem Bauwesen

Abfälle aus dem Bauwesen sind Materialien, die bei Bau- und Abbruchtätigkeiten anfallen. Sie stammen aus dem Wohn- und Industriebau, dem Straßen- und Brückenbau und dem allgemeinen Straßen- und Hochbauabbruch. Gleisschotter stammt aus der Demontage von Gleisanlagen.

Abfälle aus dem Bauwesen bestehen aus folgenden Fraktionen:

- Bauschutt,
- Straßenaufbruch,
- Betonabbruch,
- Gleisschotter,
- Bitumen, Asphalt,
- Baustellenabfälle,
- Aushubmaterialien,
- Asbest sowie
- Bau- und Abbruchholz.

Abfälle aus dem Bauwesen setzen sich in ihren Hauptbestandteilen wie folgt zusammen:

Bezeichnungen gemäß ÖNORM S 2100 (2005)	Zusammensetzung
Bauschutt	Ziegel, Beton, Keramik, Steine, Fliesen
Straßenaufbruch	Asphaltaufbruch zum Teil mit Beton und Schotter vermischt; Bitumen
Betonabbruch	Konstruktionsteile oder Fertigteile aus Beton
Gleisschotter	Grobschotter von Gleisanlagen
Bitumen, Asphalt	Asphaltaufbruch
Baustellenabfälle (kein Bauschutt)	Dämmstoffe, Gipskarton, Steine, Kunststoffrohre, Verschnitte verschiedener Bauteile

Abbildung 1: Zusammensetzung der Abfälle aus dem Bauwesen (BAWP 2006)

Schlüsselnummer S 2100 (2005)	Bezeichnungen gemäß ÖNORM	Aufkommen in Tonnen
31409	Bauschutt (keine Baustellenabfälle)	3.300.000
31410	Straßenaufbruch	1.100.000
31427	Betonabbruch	2.000.000
31467	Gleisschotter	103.000
54912	Bitumen, Asphalt	1.040.000
91206	Baustellenabfälle (kein Bauschutt)	220.000
Gesamt		7.763.000

Abbildung 2: Aufkommen der Abfälle aus dem Bauwesen (BAWP 2006)

Schlüsselnummer	Bezeichnungen gemäß ÖNORM S2100 (2005)	Verwertungswege	Verwertung in Tonnen
31409	Bauschutt	Zuschlagstoffe für die Produktion von Mauerwerksteinen, Beton und Leichtbeton; Verfüllungen, Schüttungen	2.000.000
31427	Betonabbruch	Leitungsbau, Künettenfüllung, landwirtschaftlicher Wegebau	1.900.000
31467	Gleisschotter	Wiedereinbau nach Reinigung	16.000
54912	Bitumen, Asphalt	Zuschlagstoffe für Asphaltproduktion, Straßen- und Parkplatzbau, landwirtschaftlicher Wegebau	900.000
91206	Baustellenabfälle (kein Bauschutt)	Sortierung und anschließend stoffliche bzw. thermische Verwertung	30.000
Gesamt			4.846.000

Abbildung 3: Abfälle aus dem Bauwesen -- Verwertete Massen und Verwertungswege (BAWP 2006)

Der überwiegende Anteil der Abfälle aus dem Bauwesen wird in Österreich verwertet. Im Jahr 2007 waren dies etwa 4,8 Millionen Tonnen. Für die Verwertung der Abfälle aus dem Bauwesen ist eine getrennte Erfassung erforderlich. Die Sammlung erfolgt meist direkt auf der Baustelle über Muldencontainer. Dies wird größtenteils von Entsorgungs- und Bauunternehmen durchgeführt. Kleinstmengen z.B. Bauschutt, werden auch bei kommunalen Altstoffsammelzentren gesammelt. Nicht stofflich verwertbare Abfälle aus dem Bauwesen wurden auf Grund der Inhomogenität der Abfallströme zumeist deponiert. Im Jahr 2007 waren dies über 553.000 t.

Schlüsselnummer	Bezeichnungen gemäß ÖNORM S2100 (2005)	Deponierung in Tonnen
31409	Bauschutt	418.300
31410	Straßenaufbruch	1.800
31427	Betonabbruch	23.300
31467	Gleisschotter	87.400
54912	Bitumen, Asphalt	8.000
91206	Baustellenabfälle (kein Bauschutt)	14.500
Gesamt		553.300

Abbildung 4: Abfälle aus dem Bauwesen -- deponierte Massen (BAWP 2006)

6.2 Herkunft von bestimmten Bauabfällen am Beispiel OÖ (HUBER 2007)

Folgende Abbildung zeigt die Zusammensetzung des Gebäudelagers im OÖ Wohnbau anteilmäßig auf die einzelnen Bauepochen untergliedert.

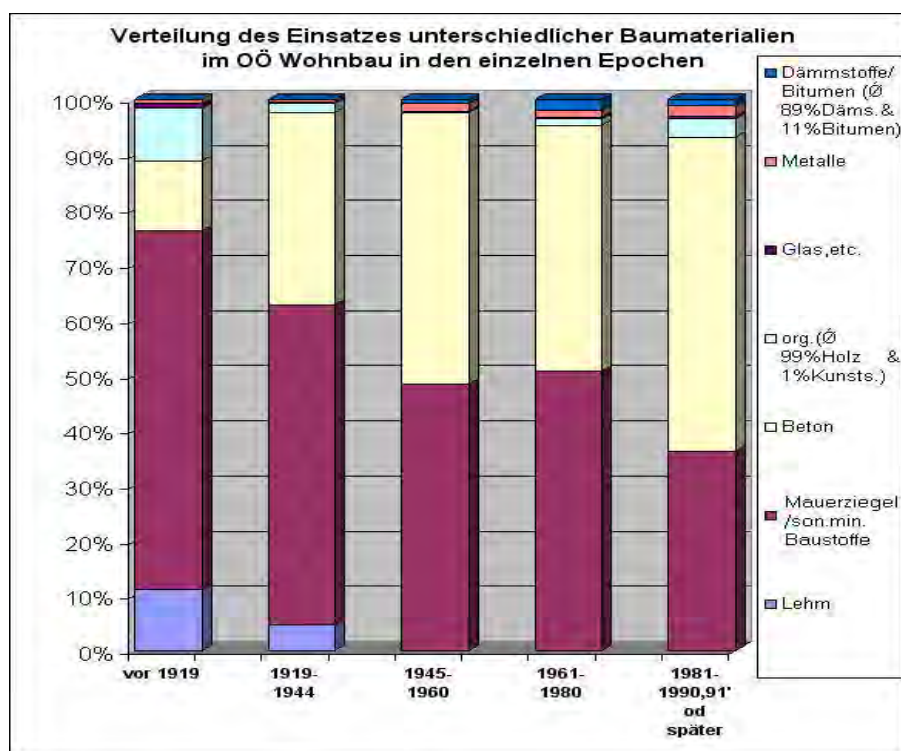


Abbildung 5:: Zusammensetzung des Lagers im OÖ Wohnbau gegliedert nach den einzelnen Materialien (HUBER 2007)

Die Abbildung zeigt, wie sich der Anteil der verwendeten Baumaterialien während des letzten Jahrhunderts in OÖ verändert hat. Auf Grund bestimmter Unsicherheiten wurde darauf verzichtet die einzelnen Mengen tabellarisch in absoluten Werten aufzubereiten. Dennoch lässt sich anhand der Grafik der allgemeine Trend im OÖ Wohnbau sehr gut ablesen. Organische Bestandteile (Holz und Kunststoff) sowie Dämmstoffe und Bitumen werden je als eine Einheit aggregiert, wobei unter den organischen Materialien Holz und hinsichtlich der zweiten Gruppe die Dämmstoffe den überwiegenden Anteil einnehmen.

Am deutlichsten ist die Zunahme des Betons wahrnehmbar, der unter den Materialien welche innerhalb der letzten Periode (ab 1981) im OÖ Wohnbau verbaut wurden, mit über 50% den größten Teil einnimmt und mineralische Baustoffe wie Mauerziegel zunehmend ablöst. Für den Deckenbau wurde durch den Einsatz von Stahlbeton, der größere Spannweiten zulässt, Holz als Konstruktionsmaterial abgelöst. Erst mit Beginn der 80er wurde Holz wieder stärker verwendet. Auffällig ist auch der Einsatz von Lehm als Grundbaustoff, welcher in der Nachkriegszeit gänzlich durch alternative Materialien ersetzt wurde. Der Anteil von Stahl und Flachglas hat sich in den letzten Jahrzehnten (ab 1919) stetig vermehrt. Beim Einsatz an Dämmstoffen, zeigt sich, dass in den 60er und 70ern die Dämmung mit einem durchschnittlichen Einsatz von 10,3 t/Gebäude gegenüber 4,25 t bei Gebäuden der Epoche 1945-1960 deutlich forciert wurde und dadurch der Einsatz an Dämmmaterial mit 6,2 t während der letzten Bauepoche (1981-2001) aufgrund der enormen Vorleistung zu relativieren ist. Die Veränderung des Gebäudelagers wird auf langfristige Sicht die Aufnahmekapazitäten von Deponien und BRM- Aufbereitungsanlagen tangieren. Zusätzlich kommen die oben genannten Fraktionen aber nicht nur im Wohnbau, sondern auch im restlichen Hoch- und teilweise im Tiefbau vor.

Bei einer qualitativen Betrachtung zeigt sich zum einen, dass die diversen Fraktionen großteils ein hohes Recyclingpotential besitzen, zum anderen, dass sie aber auch gewisse Gefahrenstoffe in sich bergen.

6.3 Klimarelevanz der Entsorgung von bestimmten Bauabfällen

Das Ergebnis der Studie (SCHACHERMAYER 2006) waren Vorschläge für die zukünftige Berechnung der Treibhausgasemissionen aus Deponien mit Eingangsparametern, welche die österreichische Situation am besten widerspiegeln. Ziel dieses UBA Projektes war, Vorschläge für eine zukünftige Berechnung der Treibhausgasemissionen aus Deponien in Österreich zu erarbeiten, um zu einer realistischeren Abschätzung zu kommen, und die Diskrepanz zwischen den EPER Meldungen und den in der Inventur berechneten Emissionen zu hinterfragen, und die dafür verantwortlichen Faktoren zu identifizieren.

Das Marticorena (et al 1993) Modell wird zur Abschätzung der **Emissionen**, welche durch Ablagerung von **Abfällen** (Holzabfälle, Papier, Textilien, Baustellenabfällen, Sperrmüll, Sortierreste, Rottereste, Schlämme, Grünabfälle) verursacht werden, verwendet. Es wurde deshalb für die nationale Inventur gewählt, weil es den Vorteil besitzt, den in Österreich existierenden detaillierten Daten über Art, Menge und Kohlenstoffgehalt unterschiedlicher Abfälle Rechnung zu tragen.

Das Modell beinhaltet

- (1) Gasbildungspotential der Abfallfraktion i im Jahr t
- (2) gesamte gebildete Deponiegasmenge der Abfallfraktion i im Jahr t (Betrachtungszeitraum 100 Jahre)
- (3) emittiertes Methan der Abfallfraktion i im Jahr t

Vom Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) wurde im Auftrag der United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) eine „Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories (2000)“ entwickelt.

Diese Anleitung steht im Einklang mit den „Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories“, und beinhaltet zwei Modelle, das sogenannte Tier (Tier = Rang) 1 und das Tier 2 Modell. Beide Modelle wurden für die Berechnung von Emissionen aus Hausmülldeponien entwickelt. Welches Modell von den Mitgliedsländern verwendet wird, hängt meist von der nationalen Datengrundlage ab.

Fraktionen	Schlüsselnummern*	DOC [GgC/Gg Feuchsubstanz]	DOCF [Anteil]	Methanbildungs-Geschwindigkeitskonstante K [1/a]	Halbwertszeit $t_{1/2}$ [a]
Baustellenabfälle	91206	0,085	0,55	0,035	20
Rotteendfraktion, Sperrmüll und Sortierreste	91105, 91401, 91102, 91103	0,16	0,55	0,035	20
Grünabfälle	91104, 91202, 91601, 917	0,16	0,55	0,046	15
Papierabfälle	Quelle: Gilberg 2005			0,046	15
Holzabfälle				0,046	15
Pflanzliche Abfälle				0,028	25
getrennt gesammelte biogene Abfälle (40 % Papier, 30 % Lebensmittel, 5 % Holz und 25% Grünabfälle)				0,046	15
Grünabfälle				0,057	12,2

Abbildung 6: Berechnung von Emissionen für bestimmte Abfälle (SCHACHERMAYER 2006)

Als Grundlage für den Parameter DOC empfiehlt der EPER Arbeitsbehelf die Studie „Reduktion von Treibhausgasen durch Optimierung der Abfallwirtschaft (CH₄)“ (BAUMELER 1998) heranzuziehen, wobei folgende Werte für die Fraktion des biologisch abbaubaren Kohlenstoffes pro Tonne Feuchsubstanz Abfall übernommen werden sollen:

- DOC-Restmüll 137 kg/t FS
- DOC-Sperrmüll 144 kg/t FS
- DOC- Baustellenabfall 84 kg/t FS
- DOC-Gewerbe u. Betriebsabfall 50-80 kg/t FS

Abfallfraktion	Anteil an leicht, mäßig bzw. schwer abbaubarem organischem Kohlenstoff				Was- serge- halt (%)	Zellu- lose (%TS)	Hemi- zellulose (%TS)	Abbaub arkeit (%)*
	LA	MA	SA	Inert				
Gewerbeabfälle	15	57	15	13	37	76,0	8,0	85,0
Papier, Karton	0	25	75	0	30	87,4	8,4	98,0
Herkömmliche Industrieabfälle	15	43	20	22	37	76,0	8,0	85,0
Feste Lebensmittelabfälle	79	10	0	11	65	55,4	7,2	76,0
Flüssige Lebensmittelabfälle	50	5	0	45	65	55,4	7,2	76,0
Schlachtabfälle	78	10	0	12	65	55,4	7,2	76,0
Abfälle aus verschiedenen Prozessen	0	5	5	90	20	10,0	10,0	50,0
Andere Abfälle	15	35	35	15	20	25,0	25,0	50,0
Kraftwerksasche	0	0	0	100	20	0,0	0,0	0,0
Hochfenschlacke	0	0	0	100	20	0,0	0,0	0,0
Baurestmassen	0	5	5	90	30	8,5	8,5	57,0
Klärschlamm	100	0	0	0	70	14,0	14,0	75,0

Legende: LA - leicht abbaubar; MA – mäßig abbaubar; SA – schwer abbaubar

* der Prozentsatz bezieht sich auf die Abbaubarkeit des vorhandenen Zellulose / Hemizellulose Gemisches

Abbildung 7: Englische Modellparameter für abbaubaren Kohlenstoff in Gewerbe- und Industrieabfällen (BAUMELER 1998)

6.4 Einsatz von Abfällen als Ersatzbrennstoffe in Mitverbrennungsanlagen

Die **Richtlinie für Ersatzbrennstoffe** 2008 regelt im Abfallbereich die Anforderungen für den Einsatz von Ersatzbrennstoffen in Mitverbrennungsanlagen. Durch die Abfallverbrennungsverordnung (AVV) werden die Emissionen in die Luft (Schadstoffkonzentrationen) begrenzt, es findet jedoch beim Einsatz von Ersatzbrennstoffen in Mitverbrennungsanlagen keine Limitierung der Schadstofffrachten in Reststoffen oder Produkten statt. Die für den Einsatz in Mitverbrennungsanlagen mindestens erforderliche Qualität von Ersatzbrennstoffen ist dabei abhängig von der Art des nachfolgenden thermischen Prozesses, wobei folgende Arten von Anlagen unterschieden werden: Anlagen zur Zementerzeugung, Kraftwerksanlagen und sonstige Mitverbrennungsanlagen.

Die Anforderungen gelten für jene Anlagenteile von **Zementerzeugungsanlagen**, in denen Zementklinker gebrannt wird (Ofenanlage gemäß § 2 Z 1 lit c ZementV 2007, bestehend aus dem Drehrohrföfen, dem Zyklon- oder Rostvorwärmer und dem Kalzinator).

Grenzwerte für Ersatzbrennstoffe beim Einsatz in Anlagen zur Zementerzeugung		
Einheit	[mg/MJ] ^I	
Parameter	Median	80-er Perzentil
As	2	3
Pb	20 ^{II}	36 ^{III}
Cd	0,23 ³	0,46 ³
Cr	25	37
Co	1,5	2,7
Ni	10	18
Hg	0,075 ^{IV}	0,15 ^V

^I Für die Umrechnung ist folgende Formel zugrunde zu legen:

$$\text{Schadstoffgehalt [mg/MJ]} = \frac{\text{Schadstoffgehalt [mg/kg TM]}}{\text{Heizwert [MJ/kg TM]}}$$

Für flüssige Ersatzbrennstoffe gilt folgende Formel:

$$\text{Schadstoffgehalt [mg/MJ]} = \frac{\text{Schadstoffgehalt [mg/kg]}}{\text{Heizwert [MJ/kg]}}$$

^{II} Für Holzabfälle gilt ein Grenzwert von 30 mg/MJ.
^{III} Für Holzabfälle gilt ein Grenzwert von 54 mg/MJ.
^{IV} Für Klärschlamm/Papierfaserreststoff gilt ein Grenzwert von 0,15 mg/MJ.
^V Für Klärschlamm/Papierfaserreststoff gilt ein Grenzwert von 0,25 mg/MJ.

Abbildung 8: Grenzwerte für Ersatzbrennstoffe beim Einsatz in Anlagen zur Zementerzeugung (ERSATZBRENNSTOFFE RL 2008)

Die Anforderungen gelten für Kessel, die überwiegend **Steinkohle** oder **Braunkohle** einsetzen und die zur Strom- und Fernwärmeerzeugung dienen. Der Anteil der Brennstoffwärmeleistung aus der Verbrennung von Ersatzbrennstoffen an der Gesamtbrennstoffwärmeleistung ist mit maximal 15 % begrenzt.

Grenzwerte für Ersatzbrennstoffe beim Einsatz in Kraftwerksanlagen				
Anteil der BWL ^I	≤ 10 %		≤ 15 %	
Einheit	[mg/MJ] ^{II}		[mg/MJ] ^{II}	
Parameter	Median	80-er Perzentil	Median	80-er Perzentil
As	2	3	2	3
Pb	23	41	15	27
Cd	0,27	0,54	0,17	0,34
Cr	31	46	19	28
Co	1,4	2,5	0,9	1,6
Ni	11	19	7	12
Hg	0,075 ^{III}	0,15 ^{IV}	0,075 ^{III}	0,15 ^{IV}

^I Prozentualer Anteil der Brennstoffwärmeleistung aus der Verbrennung von Abfällen an der Gesamtbrennstoffwärmeleistung.
^{II} Für die Umrechnung ist folgende Formel zugrunde zu legen:

$$\text{Schadstoffgehalt [mg/MJ]} = \frac{\text{Schadstoffgehalt [mg/kg TM]}}{\text{Heizwert [MJ/kg TM]}}$$

Für flüssige Ersatzbrennstoffe gilt folgende Formel:

$$\text{Schadstoffgehalt [mg/MJ]} = \frac{\text{Schadstoffgehalt [mg/kg]}}{\text{Heizwert [MJ/kg]}}$$

^{III} Für Klärschlamm/Papierfaserreststoff gilt ein Grenzwert von 0,15 mg/MJ.
^{IV} Für Klärschlamm/Papierfaserreststoff gilt ein Grenzwert von 0,25 mg/MJ.

Abbildung 9: Grenzwerte für Ersatzbrennstoffe beim Einsatz in Kraftwerksanlagen (ERSATZBRENNSTOFFE RL 2008)

Alle Mitverbrennungsanlagen, die Ersatzbrennstoffe einsetzen und nicht in den vorher genannten Geltungsbereich fallen, haben die Anforderungen gemäß folgender Grafik einzuhalten.

Grenzwerte für Ersatzbrennstoffe beim Einsatz in sonstigen Mitverbrennungsanlagen		
Einheit	[mg/MJ] ^I	
Parameter	Median	80-er Perzentil
As	1	1,5
Pb	15 ^{II}	27 ^{III}
Cd	0,17 ^{II}	0,34 ^{III}
Cr	19	28
Co	0,9	1,6
Ni	7	12
Hg	0,075 ^{IV}	0,15 ^V

^I Für die Umrechnung ist folgende Formel zugrunde zu legen:

$$\text{Schadstoffgehalt [mg / MJ]} = \frac{\text{Schadstoffgehalt [mg / kg TM]} \cdot \text{Heizwert [MJ / kg TM]}}{\text{Heizwert [MJ / kg]}}$$

Für flüssige Ersatzbrennstoffe gilt folgende Formel:

$$\text{Schadstoffgehalt [mg / MJ]} = \frac{\text{Schadstoffgehalt [mg / kg]} \cdot \text{Heizwert [MJ / kg]}}{\text{Heizwert [MJ / kg]}}$$

^{II} Für wiederkehrende produktionsspezifische Ersatzbrennstoffe aus der Zellstoff-, Papier- und Holzindustrie⁴, die unter Einhaltung des Prinzips der Nähe (inkl. Alternativensuche) thermisch behandelt werden, gilt für Pb ein Grenzwert von 23⁵ mg/MJ und für Cd ein Grenzwert von 0,5⁵ mg/MJ.

^{III} Für wiederkehrende produktionsspezifische Ersatzbrennstoffe aus der Zellstoff-, Papier- und Holzindustrie⁴, die unter Einhaltung des Prinzips der Nähe (inkl. Alternativensuche) thermisch behandelt werden, gilt für Pb ein Grenzwert von 41⁵ mg/MJ und für Cd ein Grenzwert von 0,6⁵ mg/MJ.

^{IV} Für Klärschlamm/Papierfaserreststoff gilt ein Grenzwert von 0,15 mg/MJ.

^V Für Klärschlamm/Papierfaserreststoff gilt ein Grenzwert von 0,25 mg/MJ.

Abbildung 10: Grenzwerte für Ersatzbrennstoffe beim Einsatz in sonstigen Mitverbrennungsanlagen (ERSATZBRENNSTOFFE RL 2008)

Folgende Parameter müssen in Ersatzbrennstoffen untersucht werden:

- Antimon (Sb), Arsen (As), Blei (Pb), Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Kobalt (Co), Kupfer (Cu), Nickel (Ni), Quecksilber (Hg), Zink (Zn), Chlor und Heizwert.

Die Bestimmung der

- ÖNORM CEN/TS 15408 Feste Sekundärbrennstoffe – Verfahren zur Bestimmung des Gehaltes an Schwefel (S), Chlor (Cl), Fluor (F) und Brom (Br)
- ÖNORM CEN/TS 15411 Feste Sekundärbrennstoffe – Verfahren zur Bestimmung des Gehaltes an Spurenelementen (As, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Mn, Ni, Pb, Sb, Se, Ti, V und Zn)
- ÖNORM CEN/TS 15400 Feste Sekundärbrennstoffe – Verfahren zur Bestimmung des Brennwertes
- ÖNORM CEN/TS 15414-1 und 3 Feste Sekundärbrennstoffe – Bestimmung des Wassergehaltes
- ÖNORM CEN/TS 15407 Feste Sekundärbrennstoffe – Verfahren zur Bestimmung des Gehaltes an Kohlenstoff (C), Wasserstoff (H) und Stickstoff (N)

7. Grenzwerte der verschiedenen Entsorgungs- bzw. Beseitigungsverfahren in Europa für Baurestmassen/Bauabfälle

Die wesentlichen Parameter zur Beurteilung der Abfalleigenschaften für die Deponierung sind die Gesamtgehalte (z.B. Gehalte an Metallen, an organisch gebundenem Kohlenstoff sowie wasserlöslichen Anteilen, ausgedrückt als Abdampfdruckstand des Eluates) sowie die Eluatgehalte (in Wasser lösliche Anteile des Abfalls).

7.1 Grenzwerte für die Deponierung von Abfällen in Österreich (Deponieverordnung 2008)

Grenzwerte für Gehalte im Feststoff (Gesamtgehalte) für die Deponieannahme	Bodenaushubdeponien		Abfälle auf Inertabfalldeponien	Abfälle auf Baurestmassendeponien	Abfälle auf Reststoffdeponien	Abfälle auf Massenabfalldeponien
	I	II (1)	Grenzwert (mg/kg TM)			
Parameter (anorganisch)						
Arsen (als As)	50	200	200	200	5000	500
Barium (Ba)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	10000
Blei (als Pb)	150	500	500	500	(-)	5000
Cadmium (als Cd)	2	4	4	10	5000	30
Chrom gesamt (als Cr)	300	500	500	500	(-)	8000
Cobalt (als Co)	50		50	100	(-)	500
Kupfer (als Cu)	100	500	500	500	(-)	5000
Nickel (als Ni)	100	500	500	500	(-)	2000
Quecksilber (als Hg)	1	2	2	3	20 (6)	20
Silber (als Ag)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	100
Zink (als Zn)	500	1000	1000	1500	(-)	5000
Organische Summenparameter						
TOC (als C)	30000 (2)		30000 (4)	30000 (4 (5))	50000 (7 (8))	50000 (7)
Kohlenwasserstoff-Index	50 / 100 / 200 (3)		500	1000	5000	20000
PAK (16 Verbindungen)	4		20	30	300 (9)	1000
davon Benzo(a)pyren	0,4		2	(-)	(-)	300
PCB (7 Verbindungen)	(-)	(-)	1	(-)	(-)	(-)
BTEX	6		6	6	6	6

- 1) Ist bei Bodenaushubmaterial der Gehalt eines Schadstoffes geogen bedingt, so ist eine Überschreitung bis zu dem in Spalte II angeführten Grenzwert zulässig.
- 2) Bei nicht verunreinigtem Bodenaushubmaterial und nicht verunreinigten Bodenbestandteilen mit aufgrund ihrer Humusgehalte erhöhten TOC-Werten: 90 000 mg/kg TM
- 3) – 50 mg/kg TM gilt für Bodenaushubmaterial mit TOC ≤ 5 000 mg/kg TM,
– 100 mg/kg TM gilt für Bodenaushubmaterial mit TOC > 5 000 und ≤ 20 000 mg/kg TM,
– 200 mg/kg TM gilt für Bodenaushubmaterial mit TOC > 20 000 mg/kg TM.
- 4) bei einem Glühverlust von < 5 Masseprozent gilt der TOC-Grenzwert als eingehalten
- 5) Nicht maßgeblich für Abfälle gemäß § 7 Z 7 lit. B, c und h
- 6) wenn Quecksilber in Form schwerlöslicher sulfidischer Verbindungen vorliegt, ist ein Quecksilbergehalt bis max. 100mg/kg TM zulässig. Liegt Quecksilber in Form von schwerlöslicher sulfidischer Verbindungen vor und wurde der Abfall stabilisiert oder immobilisiert, ist ein Quecksilbergehalt bis max. 3000mg/kg TM zulässig
- 7) Bei einem Glühverlust von nicht größer als 8 Masseprozent gilt der TOC-Grenzwert als eingehalten
- 8) Dieser Grenzwert gilt nicht für Abfälle gemäß § 7 Z 7 lit. A bis c
- 9) Für Abfälle, deren Eluatwert (zentrifugiert, nicht gefiltert) weniger als 1,5 mg/kg TM beträgt, ist ein Grenzwert von 500mg/kg TM zulässig
- 10) Dieser Grenzwert gilt nicht für Abfälle gemäß § 7 Z 7 lit a bis d,f und h bis j

Abbildung 11: Grenzwerte (Gesamtgehalte) für die Deponierung von Abfällen in Österreich (DEPONIEVERORDNUNG 2008)

Grenzwerte für Gehalte im Eluat für die Deponieannahme	Bodenaushubdeponien	Abfälle auf Inertabfalldeponien	Abfälle auf Baurestmassendeponien	Abfälle auf Reststoffdeponien	Abfälle auf Massenabfalldeponien
	pH und elektrische Leitfähigkeit				
pH-Wert und elektronische Leitfähigkeit					
pH-Wert	6,5 bis 11 ⁽¹⁾	6,5 bis 12 ⁽⁵⁾	6 bis 13 ⁽¹¹⁾	6 bis 12 ^{(16) (17)}	6 bis 13
elektrische Leitfähigkeit	150mS/m ⁽²⁾	150 mS/m ⁽⁶⁾	300 mS/m ^{(12) (13)}	(*) ⁽³⁾	(-)
Abdampfrückstand	(-)	(-)	25000	60000	100000
Grenzwert (mg/kg TM)					
Parameter (anorganisch)					
Aluminium (als As)	(*) ⁽³⁾	(*) ⁽³⁾	(-)	100 ⁽¹⁸⁾	(-)
Antimon (als Sb)	(-)	0,06	(-)	0,7	5
Arsen (als As)	0,5	0,5	0,75	2	25
Barium (Ba)	10	20	20	100	300
Blei (als Pb)	1	0,5	2	10	50
Bor (als B)	(-)	(-)	0,5	(-)	(-)
Cadmium (als Cd)	0,05	0,04	2	1	5
Chrom gesamt (als Cr)	1	0,5	0,5	10	70
Chrom sechswertig (als Cr)	(-)	(-)	(-)		20
Cobalt (als Co)	1	1	2	5	50
Eisen (als Fe)	(*) ⁽³⁾	(*) ⁽³⁾	(-)	20 ⁽¹⁹⁾	(-)
Kupfer (als Cu)	2	2	10	50	100
Molybdän (als Mo)	(-)	0,5	2	10	30
Nickel (als Ni)	1	0,4	0,05	10	40
Quecksilber (als Hg)	0,01	0,01	(-)	0,1	0,5
Selen (als Se)	(-)	0,1	(-)	0,5	7
Silber (als Ag)	0,2	0,2	1	1	10
Zink (als Zn)	20	4	20	50	200
Zinn (als Sn)	2	2	10	20	200
Ammonium (als N)	8	8	40	300	10000
Chlorid (als Cl)	(-)	800 ⁽⁷⁾	5000	(-)	(-)
Cyanide, leicht freisetzbar (als CN)	0,2	0,2	1	1	20
Fluorid (als F)	20	10	50	150	500
Nitrat (als N)	100	100	500		
Nitrit (als N)	2	2	10	15	1000
Phosphat (als P)	5	5	50	50	(-)
Sulfat (als SO ₄)	(-)	1000 ^{(8) (9)}	6000 ⁽¹⁴⁾		25000 ⁽²⁰⁾
Organische Summenparameter					
TOC (als C)	200	500	500	500	2500 ⁽²¹⁾
Kohlenwasserstoff-Index	5	5	50	100	200 ⁽²²⁾
EOX (als C1)	0,3 ⁽⁴⁾	0,3 ⁽¹⁰⁾	3 ⁽¹⁵⁾	30 ⁽²⁰⁾	30 ⁽²³⁾
anionen aktive Tenside (als MBAS)	1	1	5	2	(-)
Phenolindex	(-)	1	(-)	(-)	1000

- 1) Für aufgrund natürlicher Bodenentwicklung versauertem Boden gilt der pH-Wertebereich ab 3,5
- 2) Für geogen bedingt gipshaltiges Bodenaushubmaterial beträgt der Grenzwert für die elektrische Leitfähigkeit 300mS/m
- 3) Der Wert ist zu bestimmen und in die Beurteilung des Deponieverhaltens mit einzubeziehen
- 4) Gilt auch als eingehalten, wenn der Parameter AOX nicht mehr als 0,3mg/kg TM beträgt
- 5) Für aufgrund natürlicher Bodenentwicklung versauertem Boden gilt der pH-Wertebereich ab 3,5
- 6) Bei einem pH-Wert zwischen 11-12 beträgt der Grenzwert für die elektrische Leitfähigkeit 300mS/m
- 7) 8) Statt der Grenzwerte für Chlorid und Sulfat kann ein Grenzwert für den Abdampfrückstand von 4000mg/kg TM angewendet werden
- 9) Wird bei einem Abfall der Grenzwerte von 1000 mg/kg TM nicht eingehalten, ist eine annahme dennoch zulässig, wenn die Auslaugung die folgenden Werte nicht überschreitet: 1500mg/l als CO bei L/S=0,1 l/kg und 6000mg/kg bei L/S= 10 l/kg. Zur Ermittlung des Grenzwertes bei L/S = 0,1l/kg unter anfänglichen Gleichgewichtsbedingungen ist ein Perkolationsstest erforderlich. Der Wert bei L/S = 10l/kg kann entweder durch den Chargenauslaugungstest oder einen Perkolationsstest unter annähernden lokalen Gleichgewichtsbedingungen ermittelt werden
- 10) Gilt auch als eingehalten, wenn der Parameter AOX nicht mehr als 0,3mg/kg TM beträgt
- 11) Für aufgrund natürlicher Bodenentwicklung versauertem Boden gilt der pH-Wertebereich ab 3,5
- 12) für die hydraulischen Bindemitteln verfestigte Abfälle oder stabilisierte nicht gefährliche oder stabilisierte gefährliche Abfälle, sofern sie ausschliesslich die gefahrenrelevante Eigenschaft reizend oder ätzend aufweisen, ist der Grenzwert von 300mS/m nach 28 Tagen Aushärtezeit einzuhalten.
- 13) Bei frisch gebrochenen Beton, Betonierungsrückständen und Betonmischschlämme: 800mS/m
- 14) Für gipshaltigen Bauschutt und andere gipshaltige Abfälle, sofern letztere auf eine Monokompartiment abgelagert werden, ist eine Überschreitung, bis zu 14000mg/kg Sulfat unter Bedingung zulässig, dass die Ca-Konzentration im Eluat mind die 0,43-fache ermittelte Sulfatkonzentration erreicht; in diesen Fällen ist auch eine Überschreitung des Grenzwertes für die elektrische Leitfähigkeit zulässig.
- 15) Gilt auch als eingehalten, wenn der Parameter AOX nicht mehr als 0,3mg/kg TM beträgt
- 16) Für mit hydraulischen Bindemitteln verfestigte oder stabilisierte Abfälle ist ein pH-Wert bis 13 zulässig

Abbildung 12: Grenzwerte (Eluat) für die Deponierung von Abfällen in Österreich (DEPONIEVERORDNUNG 2008)

7.2 Grenzwerte für die Deponierung von Abfällen in der Schweiz (TVA 2009)

Die Schweizer Kantone dürfen Bewilligungen nur für folgende Deponietypen erteilen:

- a. Inertstoffdeponien;
- b. Reststoffdeponien;
- c. Reaktordeponien.

Der Deponietyp ergibt sich aus den zur Ablagerung vorgesehenen Abfällen.

Inertstoffdeponien: Abfälle gelten als Inertstoffe, wenn mit chemischen Analysen nachgewiesen wird, dass:

- a.) die Abfälle zu mehr als 95 Gewichtsprozent, bezogen auf die Trockensubstanz, aus gesteinsähnlichen Bestandteilen wie Silikaten, Carbonaten oder Aluminaten bestehen;
- b.) die Schwermetallgrenzwerte der folgenden Tabelle nicht überschritten werden;

Schwermetall	mg/kg trockener Abfall
Blei	500
Cadmium	10
Kupfer	500
Nickel	500
Quecksilber	2
Zink	1000

Abbildung 13: Schwermetalle - Grenzwerte für die Deponierung von Abfällen in der Schweiz (TVA 2009)

c.) sich beim Extrahieren einer zerkleinerten Abfallprobe (maximale Korngröße 5 mm) mit der zehnfachen Gewichtsmenge an destilliertem Wasser nicht mehr als 5 g Abfallanteile pro kg Trockensubstanz auflösen.

d.) die Grenzwerte der in den Tabellen aufgeführten Stoffe im Eluat der Abfälle nicht überschritten werden. Dazu sind zwei Tests durchzuführen. Für Test 1 ist als Elutionsmittel kontinuierlich mit Kohlendioxid gesättigtes Wasser, für Test 2 destilliertes Wasser zu verwenden. Die Einhaltung einzelner Grenzwerte muss nicht geprüft werden, wenn aufgrund der Zusammensetzung und Herkunft der Abfälle nachgewiesen ist, dass diese nicht überschritten werden können. Das Bundesamt erlässt Richtlinien über die Durchführung der Eluattests.

Stoff	Grenzwert	Stoff	Grenzwert
Aluminium	1,0 mg/l	Ammoniak/Ammonium	0,5 mg N/l
Arsen	0,01 mg/l	Cyanide	0,01 mg CN/l
Barium	0,5 mg/l	Chrom-VI	0,01 mg/l
Blei	0,1 mg/l	Fluoride	1,0 mg/l
Cadmium	0,01 mg/l	Nitrite	0,1 mg/l
Chrom-III	0,05 mg/l	Sulfite	0,1 mg/l
Kobalt	0,05 mg/l	Sulfide	0,01 mg/l
Kupfer	0,2 mg/l	Phosphate	1,0 mg P/l
Nickel	0,2 mg/l	gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)	20,0 mg C/l
Quecksilber	0,005 mg/l	Kohlenwasserstoffe	0,5 mg/l
Zink	1,0 mg/l	lipophile, schwerflüchtige, organische	
Zinn	0,2 mg/l	Chlorverbindungen	0,01 mg C1/l
		chlorierte Lösungsmittel	0,01 mg C1/l
		pH-Wert	6–12

Abbildung 14: Grenzwerte für die Deponierung von Abfällen in der Schweiz (TVA 2009)

Reststoffdeponien: Als Reststoffe gelten Abfälle, für welche folgende Anforderungen erfüllt sind:

- Die chemische Zusammensetzung von mindestens 95 Gewichtsprozent des Abfalls, bezogen auf das Trockengewicht, muss, nötigenfalls gestützt auf chemische Untersuchungen, bekannt sein.
- Mit chemischen Analysen ist nachzuweisen, dass:
 - a. die Abfälle, bezogen auf 1 kg Trockensubstanz, nicht mehr als 50 g organischen Kohlenstoff und 10 mg hochsiedende lipophile organische Chlorverbindungen enthalten;
 - b. sich beim Extrahieren einer zerkleinerten Abfallprobe (maximale Korngröße 5 mm) mit der zehnfachen Gewichtsmenge an destilliertem Wasser nicht mehr als 50 g Abfallanteile pro kg Trockensubstanz auflösen;
 - c. die Abfälle ein Säurebindevermögen (Alkalinität) von mindestens 1 Mol pro kg Trockensubstanz aufweisen, es sei denn, es wird nachgewiesen, dass sie mit verdünnten Säuren nicht reagieren können;
 - d. die Abfälle beim Kontakt mit anderen Reststoffen, Wasser oder Luft weder Gase noch leicht wasserlösliche Stoffe bilden können.
- Mit zwei Tests ist nachzuweisen, dass die Grenzwerte der in der Tabelle aufgeführten Stoffe im Eluat nicht überschritten werden. Für Test 1 ist als Elutionsmittel kontinuierlich mit Kohlendioxid gesättigtes Wasser, für Test 2 destilliertes Wasser zu verwenden. Die Einhaltung einzelner Grenzwerte muss nicht geprüft werden, wenn aufgrund der Zusammensetzung und Herkunft der Abfälle nachgewiesen ist, dass diese nicht überschritten werden können. Das Bundesamt erlässt Richtlinien über die Durchführung der Eluattests.

Stoff	Grenzwert	Stoff	Grenzwert
Ammoniak/Ammonium	5,0 mg N/l	Aluminium	10,0 mg/l
Cyanide	0,1 mg CN/l	Arsen	0,1 mg/l
Chrom-VI	0,1 mg/l	Barium	5,0 mg/l
Fluoride	10,0 mg/l	Blei	1,0 mg/l
Nitrite	1,0 mg/l	Cadmium	0,1 mg/l
Sulfite	1,0 mg/l	Chrom-III	2,0 mg/l
Sulfide	0,1 mg/l	Kobalt	0,5 mg/l
Phosphate	10,0 mg P/l	Kupfer	0,5 mg/l
gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)	50,0 mg C/l	Nickel	2,0 mg/l
biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB ₅)	10,0 mg O ₂ /l	Quecksilber	0,01 mg/l
Kohlenwasserstoffe	5,0 mg/l	Zink	10,0 mg/l
lipophile, schwerflüchtige, organische Chlorverbindungen	0,05 mg C1/l	Zinn	2,0 mg/l
chlorierte Lösungsmittel	0,1 mg C1/l		
pH-Wert	6–12		

Abbildung 15: Grenzwerte (Eluat) für die Deponierung von Abfällen in der Schweiz (TVA 2009)

Reaktordeponien: Auf diesen Deponietyp dürfen, unter nur folgende Abfälle abgelagert werden:

- a. auf Inertstoffdeponien zugelassene Abfälle;
- b. Schlacke aus Verbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle sowie andere Schlacke mit ähnlichen Eigenschaften;
- c. nicht brennbare Bauabfälle;
- d. Abfälle, die in Bezug auf Zusammensetzung, Wasserlöslichkeit und Verhalten mit denjenigen nach den Buchstaben a–c vergleichbar sind und nicht Sonderabfälle sind.

7.3 Grenzwerte für die Verbrennung von Abfällen in Österreich (AVV 2002)

Die ABFALLVERBRENNUNGSVERORDNUNG (BGBl. Nr. II 389/2002 idgF), basierend auf der Richtlinie 2000/76/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 4. Dezember 2000 über die Verbrennung von Abfällen, regelt Anforderungen an den Emissionsschutz für thermische Behandlungsanlagen (Abfallverbrennungsanlagen und Mitverbrennungsanlagen, sofern diese Abfälle einsetzen).

AUSZUG:

Anlage 1

(zu § 7 Abs. 6, § 8 Abs. 1, 3 und 4, § 12 Abs. 2 und 3)

Emissionsgrenzwerte (G_{Abfall}) für Verbrennungsanlagen

Verbrennungsanlagen haben die folgenden Emissionsgrenzwerte im Abgas, angegeben in mg pro m³ (Dioxine und Furane in ng pro m³) trockenes Abgas und bezogen auf 11% Sauerstoff (im Fall der alleinigen Verbrennung von Altöl gemäß § 16 Abs. 3 AWG 2002 bezogen auf 3% Sauerstoff) einzuhalten:

1. Halbstundenmittelwerte:

a) staubförmige Emissionen	10	mg/m ³
b) gas- und dampfförmige organische Stoffe, angegeben als organisch gebundener Kohlenstoff insgesamt	10	mg/m ³
c) Chlorwasserstoff (HCl)	10	mg/m ³
d) Fluorwasserstoff (HF)	0,7	mg/m ³
e) Schwefeldioxid (SO ₂)	50	mg/m ³
f) Stickstoffoxide (NO und NO ₂), angegeben als NO ₂		
bei einer Nennkapazität bis 2 t _{Abfall} /h	300	mg/m ³
bei einer Nennkapazität von mehr als 2 bis 6 t _{Abfall} /h	200	mg/m ³
bei einer Nennkapazität von mehr als 6 t _{Abfall} /h	100	mg/m ³
g) Kohlenstoffmonoxid (CO)	100	mg/m ³
h) Quecksilber und seine Verbindungen, angegeben als Hg	0,05	mg/m ³

2. Tagesmittelwerte:

a) staubförmige Emissionen	10	mg/m ³
b) gas- und dampfförmige organische Stoffe, angegeben als organisch gebundener Kohlenstoff insgesamt	10	mg/m ³
c) Chlorwasserstoff (HCl)	10	mg/m ³
d) Fluorwasserstoff (HF)	0,5	mg/m ³
e) Schwefeldioxid (SO ₂)	50	mg/m ³
f) Stickstoffoxide (NO und NO ₂), angegeben als NO ₂		
bei einer Nennkapazität bis 2 t _{Abfall} /h	200	mg/m ³
bei einer Nennkapazität von mehr als 2 bis 6 t _{Abfall} /h	150	mg/m ³
bei einer Nennkapazität von mehr als 6 t _{Abfall} /h		
– für Neuanlagen	70	mg/m ³
– für bestehende Anlagen	100	mg/m ³
g) Kohlenstoffmonoxid (CO)	50	mg/m ³
h) Quecksilber und seine Verbindungen, angegeben als Hg	0,05	mg/m ³

3. Mittelwerte über einen Zeitraum von 0,5 bis 8 Stunden:

a) Cadmium und Thallium und ihre Verbindungen, angegeben als Cd und Tl	0,05	mg/m ³
b) Die Summe der Elemente Antimon, Arsen, Blei, Chrom, Kobalt, Kupfer, Mangan, Nickel, Vanadium, Zinn und ihrer Verbindungen, angegeben als Σ Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn	0,5	mg/m ³
c) Ammoniak, angegeben als NH ₃ (wenn NH ₃ oder ähnliche Substanzen zur Entstickung eingesetzt werden)	5	mg/m ³

Abbildung 16: Emissionsgrenzwerte für Verbrennungsanlagen (AVV 2002)

7.4 Verbrennungseigenschaften und -verhalten von Abfällen bei der thermischen Verwertung und thermischen Beseitigung

Typischerweise enthält **Restmüll pro Tonne** nach NEUBAUER und HIMMEL 1999 etwa

- 2 bis 3 g Quecksilber,
- etwa 10 g Cadmium und etwa
- 3 bis 4 kg Schwefel sowie
- 5 bis 10 kg Chlor, wobei diese Stoffe in vielfältiger chemischer Bindung verteilt praktisch in allen Fraktionen des Restmülls vorliegen. Daraus ergeben sich komplexe Anforderungen an die Systeme zur umweltverträglichen Restmüllbehandlung.

Bei der Verbrennung werden unter starker Wärmeabgabe die Kohlenstoffverbindungen (organische Stoffe) zu Kohlendioxid und Wasserdampf umgewandelt und mit dem gereinigten Abgas in die Umwelt abgegeben. Die Abfallverbrennung ermöglicht somit die Zerstörung der organischen Schadstoffe und Substanzen sowie die Rückgewinnung der anorganischen Rückstände zur stofflichen Verwertung oder gesetzeskonformen Deponierung. Die Abfallverbrennung dient einerseits dem Ziel der Abfallbehandlung, der Verringerung der zu deponierenden Masse, der Inertisierung und Schadstoffzerstörung, andererseits dem Ziel der Energiegewinnung aus Abfall. Die verbleibenden festen Rückstände werden reaktionsarm und konditioniert einer ordnungsgemäßen Deponierung zugeführt.

Die Abfallverbrennung umfasst nicht nur den eigentlichen Teil der Verbrennung und der Energiegewinnung, sondern auch der Wärmeverwertung sowie die Reinigung der Rauchgase und die Behandlung der Rückstände. Eine Abfallverwertung gemäß Stand der Technik erfordert in der Regel eine Mindesttemperatur von 850°C bei einer Verweilzeit von 2 sec. und guter Durchmischung sowie mindestens 6 Vol.-% Sauerstoffgehalt im Abgas nach der Verbrennung.

Trotz vollständiger Verbrennung (d.h. niedrige Restkonzentration an organisch gebundenem Kohlenstoff und Kohlenmonoxid, das vor der abschließenden Phase des Verbrennungsprozesses auftritt) ist bei Abfallverbrennungsanlagen im Hinblick auf staubförmige und gasförmige Luftschadstoffe eine wirksame Abgasreinigung notwendig. Die **gasförmigen Schadstoffe** umfassen einerseits

- **organische Stoffe** und andererseits
- **anorganische Stoffe** (z.B. Kohlenmonoxid, Schwefeldioxid, Stickoxide, gasförmiges Quecksilber).

Gemäß der gesetzlichen Vorschriften in Österreich wird die Zusammensetzung der gereinigten Abgase durch die kontinuierliche Überwachung ihrer wesentlichen Parameter kontrolliert und aufgezeichnet.

Diese Parameter sind:

- Staub, Schwefeldioxide (SO₂), Chlorwasserstoff (HCl), Stickoxide (NO_x), Kohlenmonoxid (CO) und organisch gebundener Kohlenstoff (C-org).

Ergänzend dazu werden in regelmäßigen Abständen auch die Schwermetall- und Dioxin-emissionen überprüft.

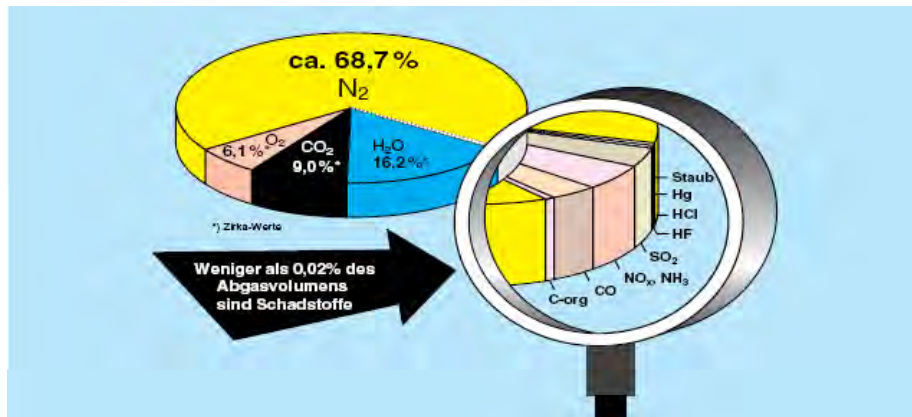


Abbildung 17: Illustration zur Zusammensetzung und kontinuierliche Überwachung von gereinigtem Abgas aus der thermischen Abfallbehandlung (Neubauer und Himmel 1999)

Die Abscheidung **staubförmiger Schadstoffe** erfolgt hauptsächlich mittels Elektrofilter oder in einem Gewebefilter. Die organischen Schadstoffe werden in der möglichst vollständigen Verbrennung auf ein Minimum reduziert und können durch nachgeschaltete Abgasbehandlungsmaßnahmen weiter verringert werden. Dazu stehen Adsorptionsverfahren (z.B. Flugstromverfahren, Festbettfiltration) und katalytische Oxidation zur Verfügung. Damit können die Restkonzentrationen an organischen Schadstoffen weiter verringert werden. Das Entstehen **anorganischer Luftschadstoffe** ist abhängig von der chemischen Zusammensetzung der Brennstoffe bzw. Abfall-Brennstoffe. Im Abgas sind daher **Schwefeloxide** (aus verbrennbarem Schwefel), **Halogenide** (Salzsäure aus der Verbrennung von Chlor, Fluorwasserstoff aus der Verbrennung von Fluor, gegebenenfalls auch Bromwasserstoff und Jodwasserstoff) zu behandeln. Diese stark sauren Gase werden in Abgaswäschern effizient abgeschieden. Im Hinblick auf die Rückgewinnung von verwertbaren Stoffen werden Abgaswäscher üblicherweise in zwei getrennten Stufen ausgeführt. Bei der Verbrennung von Stickstoffverbindungen sowie bei allfälliger thermischer Oxidation von Luftstickstoffen werden Stickoxide gebildet. Diese können mittels Katalysatortechnik (SCR = Selective Catalytic Reduction) auf weniger als 10% reduziert werden. Alternativ ist auch die nicht-katalytische Stickoxidminderung (SNCR = Selective Noncatalytic Reduction) auf etwa die Hälfte möglich. Die Abscheidung von dampfförmigem Quecksilber (das einzige Metall, das aufgrund seiner chemischen Eigenschaften gasförmig im Abgasstrom vorliegen kann) ist mittels Adsorption möglich, indem die bereits erwähnte Adsorption (z.B. Flugstromverfahren) nicht nur die höhermolekularen organischen Luftschadstoffe, sondern auch allfällig vorhandenes gasförmiges Quecksilber wirksam abscheidet.

7.5 Stand der Technik bei Abfallverbrennungsanlagen in Österreich

Die gesetzlich festgelegten Grenzwerte für die Abfallverbrennung umfassen alle wesentlichen Stoffgruppen. Restmüllverbrennungsanlagen sind nach § 29 AWG zu genehmigen und zu betreiben. Emissionswerte sind für Dampfkesselanlagen zur Müllverbrennung im Luftreinhaltegesetz für Kesselanlagen (LRG-K) und in der Luftreinhalteverordnung für Kesselanlagen (LRV-K) festgelegt. Die Behörde hat die Verpflichtung, Emissionen von Luftschadstoffen nach dem Stand der Technik zu begrenzen (§ 77 Abs.3 GewO, siehe Tabelle im Anhang A2). Im Fall der Verbrennung und Mitverbrennung von gefährlichen Abfällen sind zusätzliche Bestimmungen zu beachten (Verordnung des Bundesministers für Umwelt, Jugend und Familie über die Verbrennung von gefährlichen Abfällen, BGBl. II 1999/22). Im Laufe der letzten 30 Jahre wurden enorme Fortschritte in der Abgasreinigung von Müllverbrennungsanlagen erreicht. Infolge öffentlicher Proteste, verschärfter gesetzlicher Vorschriften und weiterer technischer Fortschritte konnten deutliche Verbesserungen realisiert werden und damit die Umweltverträglichkeit der thermischen Restmüllbehandlung verbessert werden. (STUBENVOLL et al. 2002)

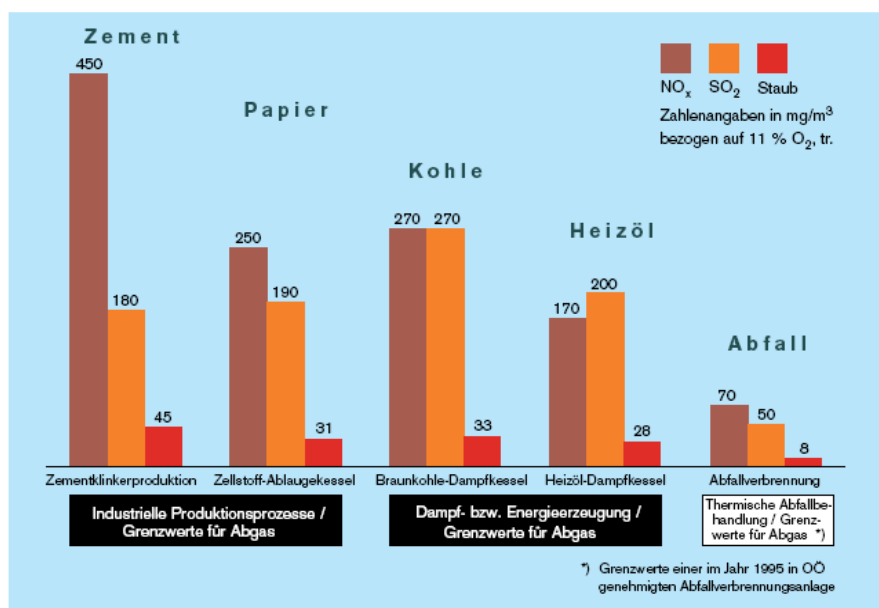


Abbildung 18: Vergleich von bewilligten Emissionsgrenzwerten für Abgas aus unterschiedlichen Feuerungsanlagen (STUBENVOLL et al. 2002)

	Staub mg/Nm ³	Cd mg/Nm ³	HCl mg/Nm ³	SO ₂ mg/Nm ³	NO _x mg/Nm ³	Hg mg/Nm ³	PCDD/F (TEQ)ng/Nm ³
1970	100	0,2	1.000	500	300	0,5	50
1980	50	0,1	100	100	300	0,2	20
1990	1	0,005	5	20	100	0,01	0,05

Anmerkung: Diese Zahlenangaben sind tatsächliche mittlere Emissionswerte über längere Zeiträume und dürfen nicht mit der behördlichen Vorschreibung von Halbstunden-Emissionsgrenzwerten verwechselt werden.

Abbildung 19: Entwicklung der Emissionsverringerung aus Müllverbrennungsanlagen (STUBENVOLL et al. 2002)

AUSZUG:

Emissionsgrenzwerte für gereinigtes Abgas gemäß Stand der Technik

ÖNORM S 2108-1 (auszugsweise)

Parameter	angegeben als	generelle Grenzwerte		Grenzwerte bei höheren Emissionsfrachten ¹			
		HMW	TMW	Fracht kg/h	HMW	TMW	
Zeitbezug²							
Chlorwasserstoff (HF)	HCl	15	10	> 2	10	5	
Fluorwasserstoff (HF)	HF	0,7	0,7				
Schwefeloxide (SO ₂ + SO ₃)	SO ₂	100	50	> 10	50	25	
Stickoxide (NO + NO ₂)	NO ₂	400	200	> 1,5 > 10	900 100	200 70	
Ammoniak (NH ₃)	NH ₃	10	5				
Organische Stoffe (Corg)	C	10	5				
Staub		10	5				
Kohlenmonoxid (CO) ⁴	CO	50	25 ⁵				
Zeitbezug²				MW 0,5 - 8 St.			
Cadmium (Cd), Thallium (Tl)	Cd + Tl	0,05					
Quecksilber (Hg)	Hg	0,05					
Antimon (Sb), Arsen (As), Blei (Pb), Chrom (Cr), Kobalt (Co), Kupfer (Cu), Mangan (Mn), Nickel (Ni), Vanadium (V), Zinn (Sn)	Sb+As+Pb+Cr+Co+Cu+Mn+Ni+V+Sn	0,5					
Zeitbezug²				MW 6 - 16 St.			
Polychlorierte Dibenz-p-dioxine und Dibenzofurane (PCDD/F)	2,3,7,8-TCDD-Äquivalent (I-TEF)	0,0000001					
Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)	PAK ³	0,001					

Angaben gemäß ÖNORM S2100							erforderliche Abgasbehandlung						Hinweise zum Einsatz in Produktionsprozessen	Hinweise zur Gewinnung von Stoffen
S-Nr.	Bezeichnung	TB	1	2	3	4	5	6						
17202	Bau- und Abbruchholz	+	0	-	0	0	0	0					ZH	
04102	Abfälle	+	0	0	0	-	-	-					HB, ZH	
07116	PVC-Abfälle und Schlämme auf PVC-Basis	K	+	+	+	+	+	+					Chlorid	
07502	Altfellen und Altfellenschnitzel	+	+	+	-	-	-	-					ZS	
07601	Stredderückstände (Leichtfraktion)	K	+	+	+	+	+	+					Metalle, Salze	
91101	Hausmüll	+	+	+	+	+	+	+						
91102	Rückstände aus der biologischen Abfallbehandlung	+	+	0	0	+	0	0						
91103	Rückstände aus der mechanischen Abfallaufbereitung	+	+	+	+	+	+	+						
91104	biogene Abfallstoffe, getrennt gesammelt	+	0	0	0	0	0	0					*)	
91105	Hausmüll und hausmüllähnliche Gewerbetätigkeiten, mechanisch-biologisch vorbehandelt	+	+	+	+	+	+	+						
91201	Verpackungsmaterial und Kartonsagen	+	+	0	0	+	0	0						
91202	Küchen- und Kartinalfälle	+	0	0	0	0	-	+						
91206	Baustoffabfälle (kein Bauschutt)	K	+	+	+	+	+	+						
91207	Leichtfraktion aus der Verpackungssammlung	+	+	0	+	+	0	0						
91401	Spermmüll	K	+	+	+	+	+	0	+					
94501	anaerob stabiler Schlamm (Faulschlamm)	+	+	0	0	+	0	0						
94502	aerob stabiler Schlamm	+	+	0	0	+	0	0						
94701	Rechengut	+	+	+	+	+	0	+						

¹) Auf die Verordnung über die getrennte Sammlung von biogenen Abfällen wird hingewiesen.

Legende für die Angaben gemäß ÖNORM S2100 / Angaben zu Thermische Behandlung (TB):
 + ... für das Behandlungsverfahren geeignet, Konditionierungserfordernisse nicht ausgeschlossen
 - ... für das Behandlungsverfahren nicht geeignet
 K ... Konditionierung erforderlich

Legende für die erforderliche Abgasbehandlung:
 1 ... Feinstaubabscheidung + ... erforderlich
 2 ... SO₂-Abscheidung - ... nicht erforderlich
 3 ... Halogenid-Abscheidung 0 ... im Einzelfall zu entscheiden
 4 ... Abscheidung bzw. Zerstörung thermisch stabiler organischer Substanzen
 5 ... Hg-Abscheidung
 6 ... NO_x-Minderung

Legende für die thermische Behandlung in industriellen Produktionsprozessen:
 HB Hochofen / Blauforn Z1 Ziegelproduktion / Rohmaterial
 HM Hochofen / Mäler ZH Zementklinkerproduktion / Hauptsteuerung
 HS Hochofen / Sinteranlage ZS Zementklinkerproduktion / Sekundärsteuerung

Abbildung 20: Emissionsgrenzwerte für Verbrennungsanlagen (STUBENVOLL et al. 2002)

Schadstoff	Art der Messung	Bereich der Emissionen [mg Nm ⁻³]
Staub	kontinuierlich	< 0,05 – 12,6
SO ₂	kontinuierlich	0,1 – 53,6
HCl	kontinuierlich	< 0,1 – 8,2
HF	kontinuierlich oder diskontinuierlich	< 0,02 – 0,14
CO	kontinuierlich	1,2 – 98,3
NO _x	kontinuierlich	0,0 - < 150
Pb	diskontinuierlich	< 0,002 – 0,044

Schadstoff	Art der Messung	Bereich der Emissionen [mg Nm ⁻³]
Cr	diskontinuierlich	0,0004 - < 0,002
Zn	diskontinuierlich	0,032 – 0,114
Σ Pb + Cr + Zn ¹	diskontinuierlich	< 0,045 - < 0,159
As	diskontinuierlich	< 0,0001 - < 0,001
Co	diskontinuierlich	< 0,002
Ni	diskontinuierlich	0,0003 - < 0,002
Σ As + Co + Ni ¹	diskontinuierlich	< 0,004
Cd	diskontinuierlich	0,0003 – 0,003
Hg	kontinuierlich oder diskontinuierlich	0,0014 – 0,036
Σ As, Pb, Sb, Cr, Cu, Co, Mn, Ni, V, Sn ¹	diskontinuierlich	0,005
Σ HC	kontinuierlich oder diskontinuierlich	0,0 – 19,2
NH ₃	kontinuierlich	0,55 – 3,55
PCDD/F (ng Nm ⁻³)	diskontinuierlich	0,00079 – 0,05

wermetalle werden je nach Bescheid einzeln oder als Summenparameter gemessen

Abbildung 21: Emissionen in der Luft aus österreichischen Verbrennungsanlagen (STUBENVOLL et al. 2002)

8. Analyse vorhandener Werte zu Entsorgungsprozessen

Eine wichtige Quelle für Ökobilanzdaten von Entsorgungsprozessen ist ecoinvent v2.0. Aus den knapp 4.000 bilanzierten Prozessen in der Datenbank **ecoinvent v2.0** wurden jene herausgefiltert, die uns im Hinblick auf die Fragestellung aussagekräftig erschienen (Behandlung von Baurestmassen: Deponierung, Verbrennungstechnologien, Sortierungen). Das sind rund 140 verschiedene Prozesse.

Ecoinvent v2.0 bilanziert prinzipiell drei mögliche Prozesstypen für die Entsorgung von Bauabfällen/Baurestmassen:

- **Option A: Direct Recycling** (getrennte Abfallsammlung auf der Baustelle in recyclebare Fraktionen; entspricht einer Vorsortierung für die stoffliche Verwertung, berücksichtigt jedoch nicht den eigentlichen Recyclingprozess)
- **Option B: (Partial) Recycling after Sorting** (Sammlung auf der Baustelle und Transport zu einer Sortieranlage; bilanziert auch die Deponierung einer Restfraktion; der Recyclingprozesse also die Herstellung neuer Produkte ist nicht teil des Entsorgungsprozesses; es handelt sich dabei wieder um die Vorbereitung der stofflichen Verwertung)
- **Option C: Disposal without recycling** (Sammlung der Abfälle (u.a. Mixmulde) und Ablagerung auf einer Deponie bzw. Verbrennung in einer MVA, je nach Material)

Die **folgende Abbildung** zeigt die Systemgrenzen (strich-punktiert) noch einmal auf (DOKA 2007).

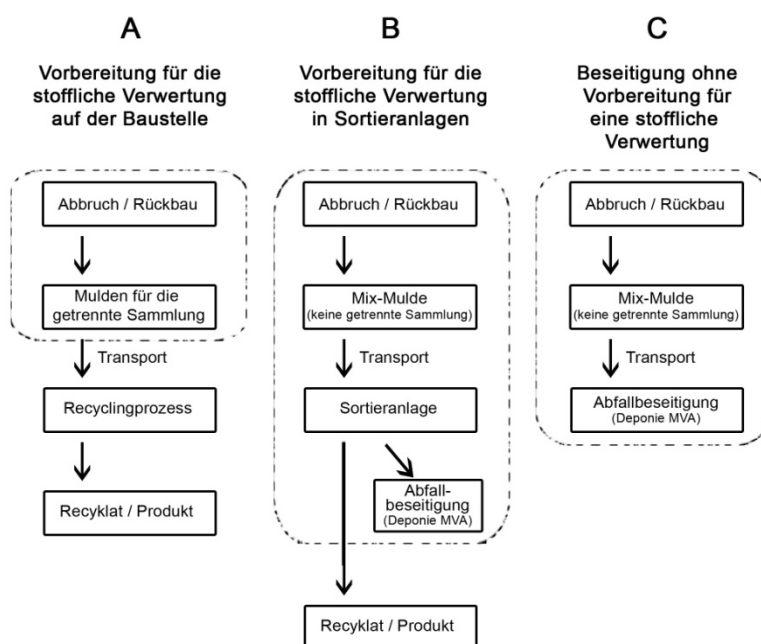


Abbildung 22: Vorbereitungsschritte für die stoffliche Verwertung (Recycling) von Bauabfällen, übersetzt aus Ecoinvent report No. 13 (DOKA 2007)

8.1 Vorbereitung zur stofflichen Verwertung (Recycling)

8.1.1 Aufbereitungsanlage für Baurestmassen

Die Sachbilanz einer Aufbereitungsanlage für Baurestmassen zeigen die folgenden Tabellen.

Sachbilanz einer Baurestmassen - Recyclinganlage in Österreich	Masse in Tonnen	Prozent
Gesamt-Input	400.000	100,00%
Deponie	45.000	11,25%
Ausgangsmaterial	355.000	88,75%
Kabelsand	85.000	21,25%
Aufbereitung	270.000	67,50%
Sortierabfälle	5.000	1,25%
Recyclingmaterial	265.000	66,25%
<i>Bauschuttrecylat RH</i>	<i>100.000</i>	<i>25,00%</i>
<i>RZ 0-2</i>	<i>2.000</i>	<i>0,50%</i>
<i>RZ 0-3</i>	<i>3.000</i>	<i>0,75%</i>
<i>RZ 3-6</i>	<i>40.000</i>	<i>10,00%</i>
<i>RZ 5-10</i>	<i>40.000</i>	<i>10,00%</i>
<i>RZ 0/12</i>	<i>40.000</i>	<i>10,00%</i>
<i>RZ 2/12</i>	<i>40.000</i>	<i>10,00%</i>

Abbildung 23: Sachbilanz einer Baurestmassen-Recyclinganlage in Österreich, Teil 1 (IBO 2009)

Entsorgungsprozess	Leistung [to/Std]	Masse in Tonnen	Std/Jahr
Gesamtleistung, Deponierung	130	400.000	3.077
Aufbereitung	100	270.000	2.700

Abbildung 24: Sachbilanz einer Baurestmassen-Recyclinganlage in Österreich, Teil 2 (IBO 2009)

Sachbilanz einer Baurestmassen - Recyclinganlage in Österreich	Leistung [kW]		Verbrauch pro Jahr [kWh]	
	Diesel	Elektrisch	Diesel	Elektrisch
Radlader (2 Stk à 140)	280		861.538	
Aufgabebunker		4		10.800
Förderrinne		4,62		12.474
Schwerlastsieb		8		21.600
Varabscheideband		4		10.800
Beschickungsband		15		40.500
Vibrorinne		8,2		22.140
Leseband		5,5		14.850
Prallmühle Anfahren (ca. 0,5 Std.)		132		16.500
Prallmühle Betrieb		40		103.000
Abzugrinne		4		10.800
Brecherabzugsband		9,2		24.840
Magnetabscheider		2,2		5.940
Schwenkband		9,95		26.865
Siebmaschine		15		40.500
Stichband		3		8.100
Schwenkband		6,25		16.875
Schwenkband		6,25		16.875
Deponieband		5,5		14.850
Summe			861.538	418.309

Abbildung 25: Sachbilanz einer Baurestmassen-Recyclinganlage in Österreich, Teil 3 (IBO 2009)

Sachbilanzdaten Aufbereitung und Deponierung	Energiebedarf	
Gesamtanlage	468.000,00	kWh/Jahr
	1.684.800,00	MJ/Jahr
Aufbereitung	Masse	
Bauschutt	24.000,00	to
Betonbruch	8.000,00	to
Asphaltbruch	10.000,00	to
Bodenaushub	35.000,00	to
	77.000,00	to
Deponierung	Masse	
Bauschutt	16.000,00	to
Betonbruch	2.000,00	to
Asphaltbruch	0,00	to
Bodenaushub	35.000,00	to
	53.000,00	to
	Energiebedarf	
Energiebedarf pro t	0,0130	MJ/kg
Energiebedarf pro t aufbereitetes Material	0,0219	MJ/kg

Abbildung 26: Sachbilanz einer Baurestmassen-Recyclinganlage in Österreich, Teil 4 (IBO 2009)

8.1.2 Abbruch mit Baumaschinen

Baumaschine bilanzierte Datenmodule in [ESU 1996a]	funktionale Einheit (f.u.) in ECOINVENT	Leistung bei mittlerem Einsatz	Betriebsdauer pro 1 f.u.
Frontladerraupe	m ³ bewegtes Erdreich	150 m ³ /h	24.12 sec
Hydraulikbagger	m ³ bewegtes Erdreich	150 m ³ /h	24.12 sec
Baumaschinen allgemein	TJ verbrauchter Diesel	813.2 MJ /h (19 kg Diesel /h)	1230 Stunden
	um 1h Baumaschineneinsatz zu bilanzieren, müssen folgende Mengen der Datenmodule bezogen werden:		Dieseinsatz MJ pro Stunde
Frontladerraupe		150 f.U. / h	885
Hydraulikbagger		150 f.U. / h	735
Baumaschinen allgemein		8.132·10 ⁻⁴ f.U. / h	813.2

Abbildung 27: Sachbilanz einer Abbruchs mit Baumaschinen i(DOKA 2000)

Zur Bewertung von Rückbauprozessen wurde von GRAUBNER und HUSKE 2002 der Energiebedarf pro behandelte Bewertungseinheit erfasst. Die Punktezahl „1“ wird vergeben, wenn entweder kein oder nur ein geringer Energieeinsatz nötig ist. Als minimaler Energieeinsatz werden manuell, mit und ohne handgeführte Maschinen (Schleifmaschine etc.) durchgeführte Arbeiten, eingestuft, wie z.B. das Ausbauen, Abheben oder Abziehen von flächenhaften Bauteilschichten. Die Punkteanzahl „5“ für einen hohen Energieverbrauch wird z.B. beim Einsatz großer Maschinen und Hebezeuge vergeben. Die Punktezahl „3“ für mittleren Energieverbrauch wird vergeben, wenn wenige kleine Arbeitsmaschinen eingesetzt werden. Die Bewertung erfolgte anhand einer Kardinalskala. Der Faktor zur Bewertung von Flächeneinheiten beträgt 1/30.

Verbale Beschreibung (MJ)	Bewertungsskala / Volumeneinheit (MJ)	Punktzahl Volumen	Bewertungsskala / Flächeneinheit (MJ)	Punktzahl Fläche
kein Energieverbrauch	0 MJ	0	0 MJ	0
sehr niedriger Energieverbrauch	100 bis 500 MJ	1	0 bis 9 MJ	1/30
niedriger Energieverbrauch	500 bis 1000 MJ	2	9 bis 18 MJ	2/30
mittlerer Energieverbrauch	1000 bis 1500 MJ	3	18 bis 27 MJ	3/30
hoher Energieverbrauch	1500 bis 2000 MJ	4	27 bis 36 MJ	4/30
sehr hoher Energieverbrauch	> 2000 MJ	5	36 bis 100 MJ	5/30

Abbildung 28: Energiebedarf und Bewertungsskala für die Behandlung von Baurestmassen (GRAUBNER und HÜSKE2002)

Der Primärenergiebedarf [kWh/kg] für Abbruch = $0,082 \cdot m_{\text{Abbruch}}$

m_{Abbruch} : Abbruchmasse [kg] (UNIVERSITÄT WEIMAR, 2009)

Primärenergiebedarf [kWh/kg] für Zerkleinerung = $0,005 \cdot m_{\text{Ziegel}}$

m_{Ziegel} : Aufbereitete Ziegelmasse [kg] (UNIVERSITÄT WEIMAR, 2009)

8.1.3 Beispiel für die Aufbereitung zum Recycling: Stahl in Sortieranlage

AP-Luftverteilkasten, Stahl, 120 m³/h

(Prozess in Ecoinvent: disposal, air distribute

ion housing, steel, 120 m3, Component made of zinc coated steel and PUR foam insulation)

Technologie:

Sortieranlage/Sortierung als „Entsorgungsprozess“. Metallteile, elektronische Geräte und Kupferkabel werden recycelt, Kunststoffteile werden verbrannt, „Inertabfälle“ (wie bspw. Steinwolle) werden deponiert

Folgende Prozesse werden berücksichtigt:

1. Abbruch und Transporte zur Baustelle,
2. Geräte und Energie in der Sortieranlage,
3. Entsorgung der Abfälle
4. Cut-off für Recycling der Metalle, etc.

1. Abbruch

Aufwendungen/Prozesse des Hydraulikbaggers:

- Input aus Aufwendungen für die Infrastruktur und Geräte
- Schmieröl- und Treibstoffverbrauch

Output: Luftemissionen wie Ammonium, etc. siehe Ecoinvent.

2. Sortieranlage für Bauabfälle/Baurestmassen:

Aufwendungen/Prozesse (Quelle: Ecoinvent Eco-indicator 99 (H) ohne CO₂ biogen V2.06 / Europe EI 99 H/A):

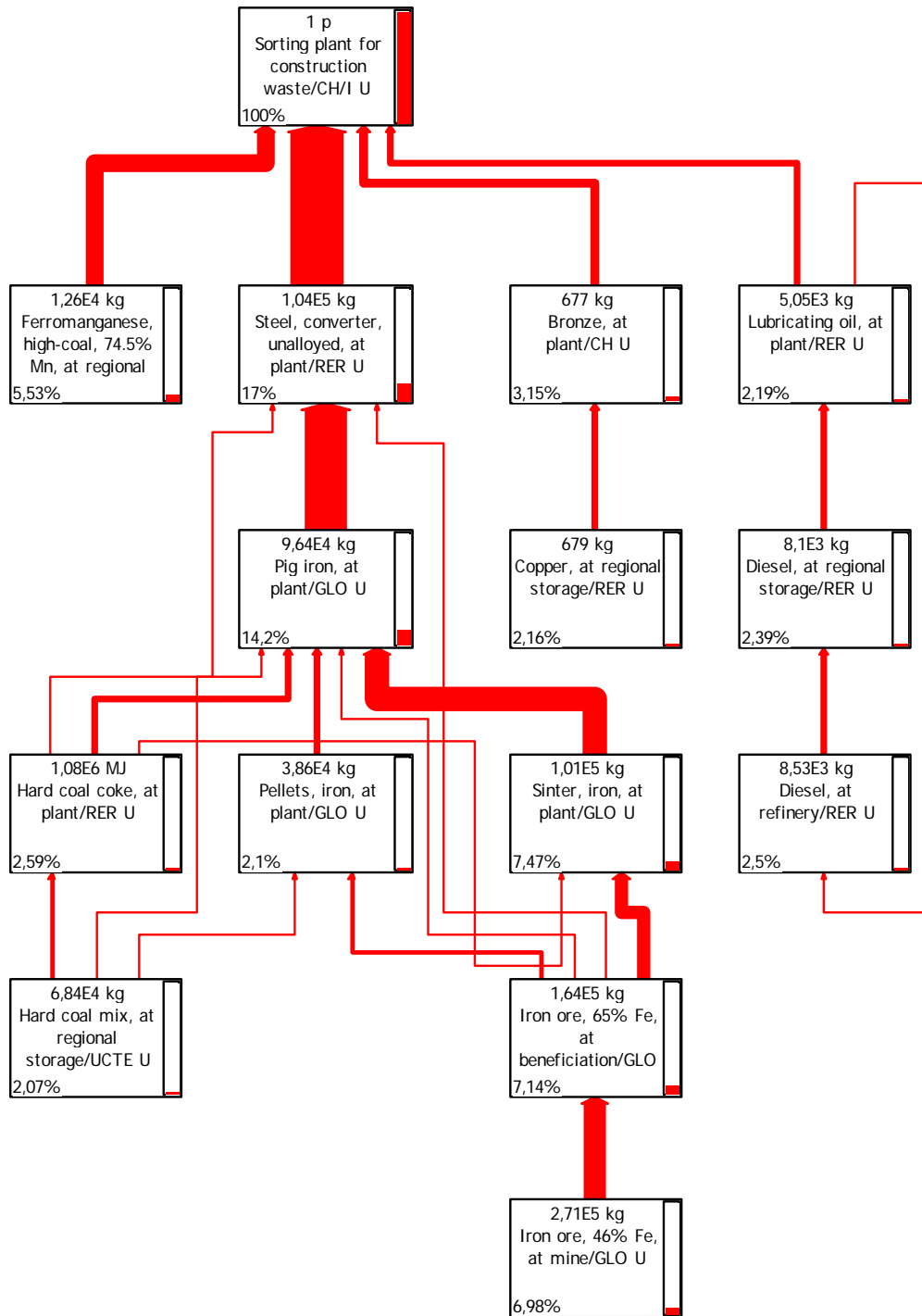
- Input aus Aufwendungen für die Infrastruktur und Geräte der Sortieranlage (inkl. Instandsetzung und Reparaturen).
- Transport und Entsorgung der Infrastruktur
- Landverbrauch
- Treibstoff

Nutzungsdauer: 50 Jahre

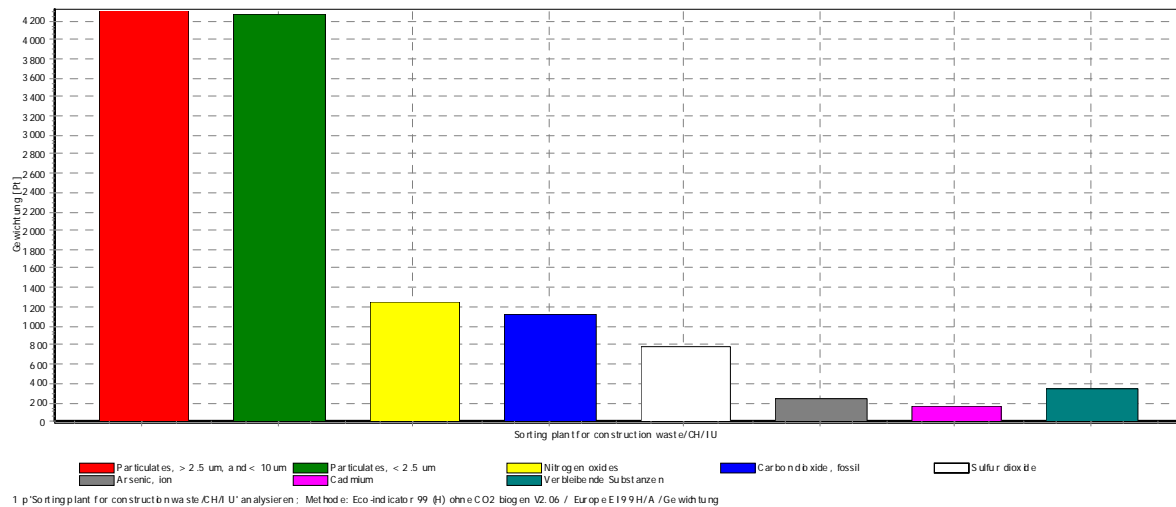
Verwendetes Beispiel: Anlagen in der Schweiz und Deutschland mit 200.000 Jahrestonnen Durchsatz.

Technologie:

Backenbrecher oder Prallbrecher (Infrastruktur aus LCI für Brecher aus der Kiesproduktion inkl. Verschleißverhalten



Umweltemissionen einer Sortieranlage (Quelle: Ecoinvent):



Aus diesem Beispiel (Entsorgung, AP-Luftverteilkasten, Stahl, 120 m³/h) geht hervor, dass nach der Sortierung auch Abfälle wie bspw. Altöl (mit 10% Wasser) nachgeschaltet in einer Sonderverbrennungsanlage entsorgt werden müssen. Dabei werden sämtlicher Prozesse der Sonderabfallverbrennung (Beispiel aus der Schweiz, gebaut im Jahr 2000) berücksichtigt und deren Emissionen in Luft, Boden und Wasser.

Folgende Teilschritte werden mitbilanziert: nasse Rauchgas-Reinigungsanlage (Rauchgaswäsche), selektive katalytischen Reduktion (SCR) und Entstickungsanlage (DENOX). Thermischer Wirkungsgrad 74,4% und elektrischer Wirkungsgrad 10%.

8.1.4 Analyse:

- Die in Ecoinvent verwendeten Prozesse für die Sortierung von Baurestmassen für die stoffliche Verwertung sind in der Regel plausibel und auf österreichische Verhältnisse durchaus anwendbar (Systemgrenzen, Technische Daten)
- Problematisch erscheint die Sortierung von Verbundstoffen. Derzeit werden in der Ökobilanz aufwendige mechanische oder andere Sortiertechniken, die das Recycling von Verbundstoffen verlangen, nicht berücksichtigt. Daher wird für die Beurteilung der Sortierbarkeit von Verbundstoffen eine Aktualisierung der Sortieraufwendungen von diesen Bauabfällen vorgeschlagen.

8.2 Abfallverbrennung

8.2.1. Rahmenbedingungen:

Für Abfallverbrennungsanlagen in Europa gelten einheitliche Rahmenbedingungen für Betrieb und für Emissionswerte (ABFALLVERBRENNUNGS RL 2000).

Tatsächlich unterscheiden sich beispielsweise die Anlagen in Budapest (HU), Cantabria (ES) oder Liberec (CZ) nicht vom Spektrum der deutschen Anlagen. Hauptunterschiede sind durch Abfalleigenschaften, technische Möglichkeiten der Energienutzung und ggf. für Einzelanlagen verschärfte Emissionsgrenzwerte eher regional als national bedingt. Dagegen unterliegen Vergütungen für Energieeinspeisungen nationalen Regelungen und damit beispielsweise die Wirtschaftlichkeit von Rauchgaskondensation ebenfalls.

Sofern die Verbrennung nicht zur Beseitigung, sondern zur Verwertung erfolgt, kann das Produkt „Entsorgungsdienstleistung“ auch grenzüberschreitend erbracht werden. Der relevante Technologiemarkt wird in diesem Fall eher durch Transport- und Verbrennungspreise denn durch nationale Grenzen bestimmt.

8.2.2. Bilanzierung von Verbrennungsprozessen

Das **Deutsche Netzwerk Lebenszyklusanalysen** (FORSCHUNGSZENTRUM KARLSRUHE 2007) ist eine BMBF geförderte Initiative von über 30 Akteuren aus Wissenschaft, Wirtschaft und Behörden, deren Anliegen die Datenqualität und dauerhafte Bereitstellung von Lebenszyklusdaten ist. Dieses Netzwerk betrachtet auch Datenbankanwendungen mit verfügbaren Informationen zur Beschreibung von Abfallfraktionen für die Abfallverbrennung: z.B. Sima Pro

Die weit verbreitete Ökobilanzsoftware SimaPro, entwickelt von PRé Consultants in den Niederlanden, verwaltet verschiedene Datenbanken wie Ecoinvent, BUWAL, IDEMAT, US Input Output Database 98, Franklin Database 98 etc. und verfügt somit über umfangreiche Prozess- und Materialdatenbanken.

Zur Modellierung von Sachbilanzen liefert SimaPro nur für Siedlungsabfälle vordefinierte Abfalltypen, die Abfallarten entsprechen. Des Weiteren enthält SimaPro verschiedene vordefinierte Prozesse und Prozessgruppen, aus denen sich zwei für die Gewinnung weiterer Informationen für den Abfallprozess eignen. Der erste Prozess, das so genannte Abfallszenario, untergliedert sich beispielsweise weiter in die Bereiche Haushalt, Verbrennung, Deponie, Siedlung, Sonstiges und Recycling.

Stoffbezeichnung	Einheit	Beschreibung	Prozessverweis	
Thermische Beseitigung	Analyse 1 kg Abfallbehandlung „Thermische Beseitigung Karton und Papier“	kg	Moderne Abfallbehandlung. Daten beruhen auf theoretischen Berechnungen. Alle Prozesse der Behandlung werden berücksichtigt.	Incin. Cardboard & Paper Sima Pro Heizwertangabe: 2,09 GJ/746 kg Abfall
	Analyse 1 kg Abfallbehandlung „Thermische Beseitigung PS“	kg	Thermische Beseitigung von PS-Verpackungsmaterial bezogen auf ein zukünftiges Abfallszenario (vgl. auch Beschreibung im Bericht zur Baurestmassenbehandlung)	Analyse 1 kg waste treatment „Incin. PS 2000 B250“ Sima Pro
	Analyse 1 kg Abfallbehandlung „Thermische Beseitigung Papier“	kg	vgl. Szenario zur Beseitigung von PS	Analyse 1 kg waste treatment „Incin. Paper 2000 B250“ Sima Pro
	Thermische Beseitigung von Plastik (außer PVC)	kg	vgl. Szenario Karton und Papier	Incin. Plastics (excl. PVC) Sima Pro Heizwertangabe: 6,46 GJ/900 kg Abfall
	Thermische Beseitigung von PVC	kg	vgl. Szenario Karton und Papier	Incin. PVC Sima Pro Heizwertangabe: 2,93 GJ/900 kg Abfall
	Thermische Beseitigung Textilien	kg	vgl. Szenario Karton und Papier	Incin. Textile Sima Pro
	Recycling von Aluminium	Recycling Aluminium	kg	Geschätzte Daten (vgl. auch Angaben im Sima Pro)
LKW (long distance)		kg		Truck long distance B Sima Pro
Strom UCPTe Med. Voltage		kg		Electricity UCPTe Med. Voltage Sima Pro
Aluminium (Rohstoff)		kg		Aluminium raw Sima Pro

Stoffbezeichnung	Einheit	Beschreibung	Prozessverweis	
Recycling von Karton und Papier	Recycling Karton und Papier	kg	Es sind keine spezifischen Emissionen bekannt, außer einer Transportdistanz von ca. 150 km. Das substituierte Produkt ist „Pulp“ (vgl. auch Angaben im Sima Pro)	Recycling Cardboard Sima Pro
	LKW (long distance)	kg		Truck long distance B Sima Pro
	Strom UCPTe Med. Voltage	kg		Electricity UCPTe Med. Voltage Sima Pro
	Pulp (Rohstoff)	kg		Pulp for cardboard B Sima Pro
Recycling von Stahlschrott	Recycling Stahlschrott	kg	Stahlschrottreycling nach Sammlung. Es sind keine spezifischen Emissionen bekannt, außer einer Transportdistanz. Das substituierte Produkt ist „Stahl“ (vgl. auch Angaben im Sima Pro)	Recycling Ferro metals Sima Pro
	LKW (long distance)	kg		Truck long distance B Sima Pro
	Strom UCPTe Med. Voltage	kg		Electricity UCPTe Med. Voltage Sima Pro
	Eisen (Rohstoff)	kg		Iron Sima Pro
Recycling von Glas	Recycling Glas	kg	Geschätzte Daten (vgl. auch Angaben im Sima Pro)	Recycling Glass Sima Pro
	LKW (long distance)	kg		Truck long distance B Sima Pro
	Strom UCPTe Med. Voltage	kg		Electricity UCPTe Med. Voltage Sima Pro
	Glas (100 % recycel)	kg		Glass 100 % recycled B Sima Pro
Recycling von Plastik (excl. PVC)	Recycling Plastik (excl. PVC)	kg	Recycling von Plastik Hausmüll (vgl. auch Angaben im Sima Pro)	Recycling Plastics (excl. PVC) Sima Pro
	LKW (long distance)	kg		Truck long distance B Sima Pro
	Strom UCPTe Med. Voltage für Schredder, Sortierung, Granulierung etc.	kg		Electricity UCPTe Med. Voltage for shredding etc. + extrusion etc. Sima Pro
	PEP (Rohstoff)	kg		PEP Sima Pro

ANNEK A-4 (Fortsetzung)

Hauptmaterialgruppe	Prozessbezeichnung	Bemerkung	Datenqualität	Anfallende Restmenge	Berücksichtigung, wenn größer als 5 %
Stahl	Stahlaufbereitung	Analyse 1 kg waste treatment „Ferro Metals“, ohne eingepar- te Prozesse	mittel	14,35 %	Ja
	Stahlaufbereitung inkl. Deponierung	Stahlaufbereitung + 14,5 % Deponierung (Inertstoffdeponie)			
	Säubern eines Stahlbauteils	Säubern 1 m ² , Annahme: Dicke 2 cm, 0,02 m ³ /m ² , 7,8 t/m ³ , 0,156 m ³ , 6,4 m ³			
	Wiederverwendung von Stahlbauteilen	11 Bauteile säubern + 11 Transport schweres Material			
	Stahldeposierung ohne Behandlung	Analyse 1 kg waste treatment „Landfill Ferro Metals“			
	Stahldeposierung (Behandlung)	Abfälle in Inertstoffdeponie			
	Herstellung von Stahlbauteilen	Baustahl			
NE-Metalle	NE-Metallaufbereitung	Analyse 1 kg waste treatment „Recycling Aluminium“, ohne eingepar- te Prozesse	mittel	1,87 %	Nein
	NE-Metalldeponierung (ohne Behandlung)	Analyse 1 kg waste treatment „Landfill Aluminium B250“			
	NE-Metalldeponierung (Behandlung)	Abfälle in Inertstoffdeponie			
	Ne-Metallproduktion (Rohmaterial)	Aluminium (Analyse 1 kg material „Aluminium raw“)			
Glas	Glasaufbereitung	Analyse 1 kg waste treatment „Recycling Glass“, ohne eingepar- te Prozesse	mittel	10,61 %	Ja
	Glasaufbereitung inkl. Deponierung	Glasaufbereitung + 10 % Deponierung (Inertstoffdeponie)			
	Wiederverwendung Glascherbe	Glascherbe wird manuell gesäubert. Es entstehen keine Belastungen. Es werden nur Transporte für schweres Material berücksichtigt.			
	Glasdeponierung (inkl. Zerkerzung)	Analyse 1 kg waste treatment „Landfill Glass B250“			
	Glasdeponierung (Behandlung)	Abfälle in Inertstoffdeponie			
	Glasproduktion (Flachglas unbeschichtet)	Flachglas unbeschichtet			
Glasproduktion (Rohmaterial)	100 % Recycling Glass (Analyse 1 kg material „Glass 100 % recycled B“)				

Hauptmaterialgruppe	Prozessbezeichnung	Bemerkung	Datenqualität	Anfallende Restmenge	Berücksichtigung, wenn größer als 5 %
Kunststoffbeschichtungen	Kunststoffbodenbelag-aufbereitung	Analyse 1 kg waste treatment „Recycling PVC“, ohne eingepar- te Prozesse	mittel	35,47 %	Ja
	Kunststoffaufbereitung inkl. Deponierung	Kunststoffaufbereitung + 35 % Inertstoffdeponie			
	Verbrennung von Kunststoffbodenbelag	Analyse 1 kg waste treatment „Incin. PVC“, ohne die Energie- gewinnung		4,56 %	Nein
	Kunststoffbodenbelag-deponierung (unbelastet)	Abfälle in Inertstoffdeponie			
	Herstellung von PVC-Granulat	PVC (e) I Sima Pro IV (Inputs and outputs associated with the production of 1 kg PVC granulate in Europe averaged over the emission polymerisation processes. The energy requirement is 74,88 MJ/kg Source: IDEMAT 96)			
Dichtungsbahnfolien	Dichtungsbahnfolien-aufbereitung	Analyse 1 kg waste treatment „Recycling PVC“, ohne eingepar- te Prozesse	mittel	35,47 %	Ja
	Dichtungsbahnaufbereitung inkl. Deponierung	Dichtungsbahnaufbereitung + 35 % Inertstoffdeponie			
	Verbrennung der Dichtungsbahn	Analyse 1 kg waste treatment „Incin. Plastic excl. PVC“, ohne die Energiegewinnung		4,89 %	Nein
	Dichtungsbahndeponierung	Abfälle in Inertstoffdeponie			
Herstellung von PE	PE(P)				

Hauptmaterialgruppe	Prozessbezeichnung	Bemerkung	Datenqualität	Anfallende Restmengen	Berücksichtigung, wenn größer als 5 %
Tapeten	Tapetenrecycling	Analyse 1 kg waste treatment „Recycling Paper“, ohne eingesparte Prozesse	schlecht	6,87 %	Ja
	Tapetenrecycling inkl. Deponierung	Papierrecycling + 7 % Deponierung (Inertstoffe)			
	Verbrennung von Tapeten	Analyse 1 kg waste treatment „Inciner. Paper“, ohne die Energiegewinnung		0 %	Nein
	Verbrennung von Tapeten inkl. Deponierung	Verbrennung + 10 % Deponierung Inertstoffdeponie			
	Tapetendeponierung nach Vorbehandlung (Verbrennung)	Analyse 1 kg waste treatment „Landfill Paper“			
	Tapetendeponierung (unbelastet)	Abfälle in Inertstoffdeponie			
	Herstellung von Papier	Papierherstellung (Analyse 1 kg material „Paper bleached B“), Sima Pro			

Prozessbezeichnung	Bemerkung	Datenqualität	Anfallende Restmengen	Berücksichtigung, wenn größer als 5 %
Bauschuttzubereitung (unabereitet) + 6 % Abfälle in Inertstoffdeponie	Bauschuttzubereitung (unabereitet + 6 % Inertstoffdeponie)	mittel		
Säubern (Sandstrahlen)	Prozess Säubern: 0,05 m³/m³ (angenommene Dicke 5 cm), 2,7 t/m³, 7,4 m³			
Säubern von 1 t Naturstein inkl. Transport	1 t Säubern + 1 t Transport schweres Material			
Deponieren mineralischer Baustoffe	Abfälle in Inertstoffdeponie			
Kiesabbau	Kiesherstellung (vgl. Ökobilanzierung)			
Herstellung Natursteinbodenbelag	Natursteinbodenbelagherstellung („“)			
Kunststoffzubereitung	Analyse 1 kg waste treatment „Recycling PVC“, ohne eingesparte Prozesse	mittel	35,47 %	Ja
Kunststoffzubereitung inkl. Deponierung	Kunststoffzubereitung + 35 % Inertstoffdeponie			
Verbrennung von Kunststoff	Analyse 1 kg waste treatment „Inciner. PVC“, ohne die Energiegewinnung			4,56 %
Kunststoffdeponierung (unbelastet)	Abfälle in Inertstoffdeponie			
Herstellung von PVC-Granulat	PVC (e) 1 Sima Pro IV (Inputs and outputs associated with the production of 1 kg PVC granulate in Europe averaged over the emulsion polymerisation process. The energy requirement is 7488 MJ/kg Source: IDEMAT 96)			

Hauptmaterialgruppe	Prozessbezeichnung	ozone	acidif.	greenh.	eutroph.	s.smog	energy	output to technosphere	solid emissions	Bezugsintensität
Mineralische Baustoffe	Bauschuttzubereitung (unabereitet) + 6 % Abfälle in Inertstoffdeponie	1,20E-04	5,34E-02	5,51E+00	8,50E-03	7,50E-03	7,98E+01			1
	Säubern (Sandstrahlen)	0,00E+00	6,94E-03	6,81E-01			1,74E+01			1
	Reparatur (Anbohren per Hand)	0,00E+00	1,50E-04	1,94E-01			3,15E-01			1
	Säubern und Reparatur von 1 t Stahlbetonbauteil inkl. Transport	0,00E+00	7,31E-03	8,94E-01			1,80E+01			1
	Deponieren mineralischer Baustoffe	2,00E-03	7,00E-03	5,38E-01			8,00E+00			1
	Kiesabbau	5,9E-06	4,97E-2	9,74E+00			1,45E+02			1
	Herstellung Fertigteil	1,97E-5	1,05E-00	2,33E+02			2,67E+03			1
	Aufbereitung von Gipsbaustoffen	1,20E-04	5,34E-02	5,51E+00	8,50E-03	7,50E-03	7,98E+01			1
	Deponieren von Gipsbaustoffen	2,00E-03	7,00E-03	5,38E-01			8,00E+00			1
	Herstellung Gips	6,68E-05	1,86E+00	2,65E+02			1,95E+03			1
Gips	Holzsaubereitung	3,19E-05	1,11E+00	1,60E+02	7,54E-02	6,58E-02	3,38E+03	1 t pulp for cast board + 11 sheets		1
	Abschleifen von Holzkonstruktionen	0,00E+00	3,47E-02	3,41E+00			8,72E+01			1
	Wiederverwendung von Holzkonstruktionen	0,00E+00	3,44E-02	3,43E+00			8,74E+01			1
	Verbrennung von Holz	1,89E-04	1,59E+00	1,59E+03			0,00E+00	2,8 GJ Electricity (CPEE High Voltage)	101,8 kg slag (road construction)	1
	Verbrennung von Holz inkl. Deponierung	3,69E-04	1,59E+00	1,59E+03			8,00E-01			1
	Holzdeponierung nach Vorbehandlung (Verbrennung)	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00			0,00E+00			1
	Holzdeponierung (unbelastet)	2,00E-03	7,00E-03	5,38E-01			8,00E+00			1
	Holzdeponierung (belastet)	4,08E+00	5,91E+00	3,47E+03			3,66E+04			1
	Herstellung von Holzbauteilen	1,75E-04	4,25E+00	1,78E+03			3,78E+04			1
	Ni-Metallaufbereitung	3,19E-05	1,11E+00	1,60E+02	7,54E-02	6,58E-02	3,38E+03			1
NP-Metalle	Ni-Metalldeponierung (ohne Behandlung)	1,59E-05	1,54E-01	1,38E+01	2,56E-02	3,70E-02	1,88E+02			1
	Ni-Metalldeponierung (Behandlung)	2,00E-03	7,04E-03	5,38E-01			8,00E+00			1
	Ni-Metallproduktion (Rotematerial)	1,34E-06	1,37E+02	9,51E+03	5,08E+00	8,14E+00	1,72E+05			1

Hauptmaterialgruppe	Prozessbezeichnung	ozone	acidif.	greenh.	eutroph.	s.smog	energy	output to technosphere	solid emissions	Bezugsintensität
Mischabfälle/PSB/Drummpalette	PS Aufbereitung	4,34E-07	1,25E-02	1,84E+00	5,91E-04	4,07E-02	4,30E+01			1
	PS Aufbereitung inkl. Deponierung	2,00E-04	1,32E-02	2,00E+00	5,91E-04	4,07E-02	4,30E+01			1
	Wiederverwendung von WDS's/Palpa	0,00E+00	1,32E-04	1,07E-02	2,03E-05	2,01E-05	1,36E-01			1
	Verbrennung von PS	1,20E-05	7,24E-01	3,19E+03	8,90E-02	4,52E-02	2,54E+02			1
	PS Deponierung (unbelastet)	2,00E-03	7,00E-03	5,38E-01			8,00E+00			1
	Herstellung PS Granulat	0,00E+00	1,75E+03	2,45E+03	1,47E+00	1,27E+00	7,77E+04			1
	Kunststoffbodenbelagzubereitung	4,34E-04	1,25E+01	1,84E+03	5,91E-04	4,09E-01	4,10E+04			1
	Kunststoffaufbereitung inkl. Deponierung	1,13E-03	1,25E+01	1,84E+03			4,30E+04			1
	Verbrennung von Kunststoffbodenbelag	1,60E-04	4,69E+00	3,34E+03	7,66E-02	8,16E-03	0,00E+00	3,26 GJ Electricity (CPEE High Voltage)	45,6 kg slag	1
	Kunststoffbodenbelagdeponierung (unbelastet)	2,00E-03	7,00E-03	5,38E-01			8,00E+00			1
Kunststoffbodenbelag	Herstellung von PVC-Granulat	0,00E+00	3,16E+01	2,74E+03	2,50E+00	1,05E+03	7,06E+04			1
	Dichtungshaltbaraufbereitung	4,34E-04	1,25E+01	1,84E+03	5,91E-04	4,09E-01	4,10E+04			1
	Dichtungshaltbaraufbereitung inkl. Deponierung	1,13E-03	1,25E+01	1,84E+03			4,30E+04			1
	Verbrennung der Dichtungshaltbar	5,44E-04	4,25E+00	2,82E+03	7,31E-03	1,79E-02	0,00E+00	57,17 GJ Electricity (CPEE High Voltage)	45,6 kg slag	1
	Dichtungshaltbardeponierung	2,00E-03	7,00E-03	5,38E-01	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00			1
	Herstellung von PE	0,00E+00	1,24E+03	9,9E+02	1,2E+00	7,52E+00	7,71E+04			1
	Tapetenrecycling	3,19E-05	1,05E+00	1,53E+02	6,22E-02	5,24E-02	3,29E+03	1 t pulp for cast board + 11 sheets		1
	Tapetenrecycling inkl. Deponierung	1,72E-04	1,05E+00	1,53E+02	6,22E-02	5,24E-02	3,29E+03			1
	Verbrennung von Tapeten	1,32E-05	7,74E-01	2,49E+01			3,08E+02	2,8 GJ Electricity (CPEE High Voltage)	101,8 kg slag (road construction)	1
	Verbrennung von Tapeten inkl. Deponierung	2,13E-04	7,75E-01	2,86E+01			3,01E+02			1
Tapeten	Tapetenrecycling nach Vorbehandlung (Verbrennung)	2,00E-05	1,35E+01	2,02E+03			3,69E+03			1
	Tapetenrecycling (unbelastet)	2,00E-03	7,00E-03	5,38E-01			8,00E+00			1
	Herstellung von Papier	0,00E+00	1,61E+01	1,71E+02	1,08E+00	2,85E+00	4,92E+04			1

Abbildung 29: Ergebnisse einer Ökobilanzierung von Entsorgungsprozessen (GRAUBNER und HÜSKE 2002)

Diese bereits vordefinierten Szenarien sind teilweise weiter spezifiziert.

Die zweite Prozessgruppe, die Abfallbehandlung, ist ebenfalls weiter untergliedert. Hier finden sich die Bereiche Bauabfälle, Verbrennung, landwirtschaftliche Verwertung oder Deponie. Bei der Verbrennung wird weiterhin zwischen der Verbrennung von gefährlichen Abfällen und Siedlungsabfällen unterschieden. Bei der Spezifizierung der Verbrennung von Siedlungsabfällen wird u. a. auch auf die vordefinierten Abfalltypen zurückgegriffen nicht jedoch für Bauabfälle.

Die diesen Prozessen zugrunde liegenden Daten stammen ausschließlich aus den Datenbanken Ecoinvent system processes und BUWAL250. Aus der Datenbank Ecoinvent sind zusätzliche Informationen zu Parametern zur Charakterisierung von Abfallfraktionen, wie Heizwert oder Elementarzusammensetzung zu erlangen.

8.2.3 Bilanzierung in ecoinvent:

Im Report No. 13 part II (Waste Incineration) wird in Kapitel 2.4 eine Liste mit Abfalleigenschaften vorgestellt, welche für die Erstellung einer Ökobilanz notwendig sind. Zu diesen Daten werden neben der elementaren Abfallzusammensetzung auch die Heizwerte, der Anteil magnetischen Eisens, sowie der biogene bzw. fossile Kohlenstoffanteil gezählt. Dies wird in Kapitel 5 bei der Diskussion des ecoinvent-eigenen Müllverbrennungsanlagenmodells weiter ausgeführt.

Zur Beschreibung der durchschnittlichen Zusammensetzung von Siedlungsabfällen, werden in part I außerdem 15 Abfallfraktionen klassifiziert, die jeweils mit 41 Parametern zur chemischen und physikalischen Zusammensetzung beschrieben werden.

Um die **Abfallparameter aus der Sortieranalyse** prognostizieren zu können, muss vorausgesetzt werden, dass

- alle Abfallfraktionen einen definierten Schwermetallgehalt haben
- signifikante Konzentrationsunterschiede in einzelnen Abfallfraktionen zu finden sind
- sich der Massenanteil der Fraktionen, die einen bedeutenden Frachtbeitrag leisten, hinreichend genau bestimmen lässt.

Im Rahmen der Diskussion um Schwermetallemissionen wurde über die Herkunft von Schwermetallen im Abfall diskutiert. Es folgten eine Reihe größerer internationaler Forschungsarbeiten im Zeitraum 1982-1995, die sich mit der Schwermetallbelastung einzelner Abfallfraktionen beschäftigten. Einige dieser Datensätze fanden Eingang in die Datenbank ecoinvent.

Das **ecoinvent Modell** einer **Hausmüll-Verbrennungsanlage** ist Bestandteil der ecoinvent Datenbank. Es wurde ursprünglich, zusammen mit anderen Abfallentsorgungsmodellen, für ecoinvent 2000 in MS Excel erstellt. Eine umfangreiche Dokumentation ist ebenfalls verfügbar (Doka 2007). Das Modell ist nicht anderweitig verfügbar. Die neueren Updates der Datenbank, einschließlich der Version 2.0, enthalten keine grundsätzlichen Änderungen des Modells. Das Modell wird in der ecoinvent Datenbank für die Erzeugung von abfallinputspezifischen Hausmüllverbrennungsprozessen eingesetzt, die dann in die Datenbank als Black-Box Prozesse Eingang finden. Für den gleichen Zweck (Erzeugung von abfallspezifischen Verbrennungsprozessen) kann es auch von Nutzern eingesetzt werden. Das Modell ist auf einen kg Abfallinput als funktionelle Einheit bezogen.

Die im Modell abgebildete Technik entspricht dem Stand Schweizer Kehrichtsverbrennungsanlagen (Müllverbrennungsanlagen) im Jahr 2000.

Der Input der MVA lässt sich auch als Mischung verschiedener Abfallfraktionen darstellen.

Jede Fraktion wird jeweils durch die folgenden Parameter charakterisiert:

- Heizwert,

- Wassergehalt,
- Gehalt an den für die Verbrennungsrechnung relevanten Elementen,
- Gehalt an verschiedenen Schwermetallen
- Gehalt an verschiedenen aschebildenden Elementen.

Diese Elemente sind vorgegeben und können vom Nutzer nicht erweitert werden.

C (Kohlenstoff) ist unterteilt in biogenen und fossilen C, um CO₂ aus fossilen und aus anderen Quellen getrennt im Ergebnis ausweisen zu können. Der Anteil am Gesamt-C ist vom Nutzer im Modell einzutragen. Ein Defaultwert ist vorhanden. Genauso kann der im Modell angesetzte Anteil an magnetischem Eisen, das als Schrott über Magnetscheider aus der Schlacke gewonnen werden kann, vom Nutzer geändert werden.

Aus der **Elementarzusammensetzung** des Abfallinputs, zzgl. des Wasser- und Heizwertgehalts, wird das Rauchgasvolumen mit seiner Elementarzusammensetzung, die entstehende Asche mit ihrer Elementarzusammensetzung sowie die erzeugte Energie berechnet. Energie wird als ein Co-Produkt der Verbrennung angesehen. Jedes Element im Abfall enthält dafür einen Anteil „brennbare Substanz“ zugewiesen. Für Kupfer beispielsweise beträgt der Gesamtanteil im verbrannten Abfall in der Defaulteinstellung 0,001265769, der brennbare Anteil 0,000661658, der inerte Anteil 0,000604111, und ein kleiner Anteil von 5,94497E-05 wird als „in 100 Jahren auf der Deponie abbaubar“ bewertet.

Über lineare Transferkoeffizienten wird dann die Aufteilung auf die Stoffsenken

- slag (Schlacke),
- boiler ash (Kesselasche),
- ESP ash (E-Filterstaub),
- scrubber sludge (Schlamm aus Wäscher),
- water emissions (Emissionen über den Wasserpfad), und
- air emissions (Emissionen über den Luftpfad)

berechnet. Für Dioxine und Furane, CO, NMVOC und Staub (PM) werden Emissionen pro kg Abfall unabhängig von der Elementarzusammensetzung verwendet.

Ziel der ecoinvent Modelle ist es, den Schweizer Stand der Technik zu MVA abzubilden. Die Transferkoeffizienten stehen daher für eine „repräsentative“ Anlage („The average MSWI in Switzerland“).

Sollten Dinge im Modell vom Nutzer geändert werden, stehen folgende Parameter zur Auswahl:

- Abfallfraktionen
- Anteil biogenes und fossiles C im Abfall
- Anteil magnetisches Eisen im Abfall
- Verwendete DeNOx-Technik (SCR, SNCR usw.)

Die Bilanzierung von **Verbrennungsprozessen** (DOKA 2007) erfolgt in ecoinvent v2.0 anhand zweier möglicher Anlagentypen:

- **Kehrrichtverbrennungsanlage** (in AUT: MVA Müllverbrennungsanlagen)
- **Verbrennungsanlage** für gefährliche Abfälle.

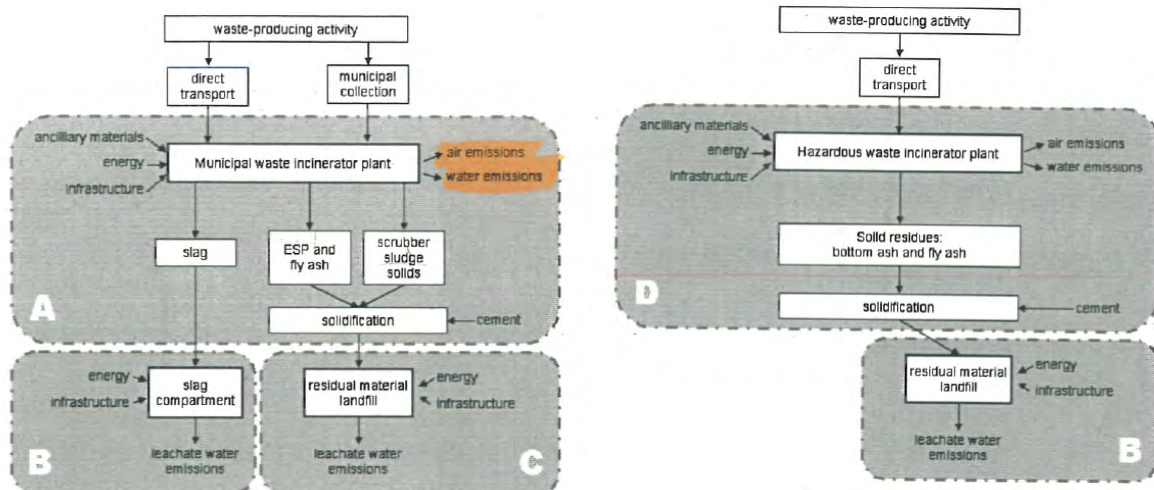


Abbildung 30: Bilanzierung von **Verbrennungsprozessen** (DOKA 2007) in ecoinvent v2.0

Der ecoinvent v2.0 Datenbestand enthält internationale, industriebasierte Sachbilanzdaten aus den verschiedensten Bereichen, u.a. aus der Abfallentsorgung. Der in der Dokumentation enthaltene Report No. 13 part I (Waste Treatment General) liefert mit Tabelle A.1 umfangreiche spezifische Daten zur Zusammensetzung, d. h. zu Abfallparametern, von über 100 Abfallfraktionen, in die feste Abfälle hier unterteilt werden. Eine Übersicht dieser Parameter liefert Tabelle 9 in Kapitel 5. Die Abfallparameter stammen aus Literaturdaten, Annahmen und theoretischen Überlegungen. Die spezifischen Daten sind darauf ausgerichtet, die Abfalleigenschaften nach der Nutzungsphase abzubilden. Spuren aus der Nutzungsphase können daher enthalten sein.

Die in ecoinvent v2.0 bilanzierte Schweizer Müllverbrennungsanlage ist mit österreichischen Anlagen vergleichbar.

Bauabfällen bestehen gemäß DOKA 2007 (Part I) aus:

1. Inertes, anorganisches Baumaterialien
2. Gips
3. Dämmmaterial
4. Glas und Stahl
5. Holz
6. Farben
7. Kunststoffe
8. Verbundstoffe
9. Kabeln

Die abfallspezifischen Charakteristika liegen für folgende Materialien vor:

- Papier, Karton, Wellpappe, Kunststoffbeschichtetes Papier, Kunststoffe, Metalle, Glas, Textilien, Holz, sonstige Biomasseprodukte, gefährliche Materialien.

Vergleiche ecoinvent report No. 13 – DOKA 2007 (Part II) Seite 80:

Name	food stuff	paper	plastics	cardboard and carton	minerals	plastic coat paper	metals	glass	diapers and tetrapack hygienic packaging	fertilizer	wood	other products	hazardous waste	bones	
Source and Comments	K. Schwick, BUWA, 199 carbon personal and Tilmann increased by 3.8%		carbon increased by 0.22%	Bellevi Script 85 and Helweg increased by calculations 1994	Maystre et al. 1994	according to Bacini 1993 S. 61; 'Deponieren fester Rückstände aus der oxigen Abfallwirtschaft' increased by 2.437%	carbon increased by 1.92%	Zimmerman et al. 1996, carbon increased by 2.05%	Average batteries for Zimmerman et al. 1996, wa increased						
Share in waste	20.0%	21.0%	15.0%	8.0%	8.0%	4.0%	3.0%	3.0%	3.0%	2.0%	2.0%	2.0%	1.5%	0.5%	0.5%
Hu	4	14.2	30	16.6	0	17.07	0	0	17.1	17.1	14.5	13.3	15	12	
H2O	60	5.75		6.11		4.71			4.71	8.857	25	16	18.385		28.845
O	12.74	45.1227	2	41.82	25	44.46185324		49.2473	44.15187385	30.18	27.11	34.4	41.1		19.63
H	2	4.9	14.5	6.1		6.02622816			5.907180142	6.074	5.02	5.03	4.3		
C	16.24	38.6	79.822	45.31	30	44.2684584			43.95779048	48.19	39.21	44.13	34.6		
S	0.148826611	0.066	0.16	0.16		0.078174757		0.24	0.077629888	0.1414	0.28	0.07	0.38		
N	0.4	0.0843	0.3	0.15		0.175883204			0.174006753	0.2185	3.11	0.24	1.07		5
P	0.113	0.0129													9.5
B	0.001024	0.00189													
Cl	0.4	0.0186	2.7	0.23	1.1	0.2633		0.02	0.9368	0.5831	0.27	0.09	0.01	1.407	
Br	0.0008		0.0075							0.0001831					
F	0.02		0.0014	0.0045		0.0045				0.0002747		0.004			
J															
Ag															
As	0.0002	0.00005		0.00035						0.0000876			0.00046		
Ba		0.00283		0.00407						0.000868			0.021		
Cd		0.000643	0.005	0.0002		0.0002	0.004		0.00008868	0.0007286		0.0001	0.00081	0.00133	0.0004
Co	0.0005									0.0001038					
Cr	0.0008	0.0032	0.005	0.00232			0.98			0.0008311			0.00445		0.02
Cu	0.0018	0.00283	0.0075	0.0084		0.0044	2.078495062	0.001	0.0006116	0.003454		0.0013	0.00614	0.5753	0.005
Hg		0.0000283	0.000005	0.00009		0.00008	0.0005			0.0002351		0.00005	0.00012	0.04667	0.0004
Mn	0.00048	0.00471		0.01011						0.007714			0.03673		0.00
Mo	0.00004	0.000742													
Ni	0.000542	0.00943	0.0018	0.00255			0.3			0.0008163			0.00177		
Pb	0.001898	0.00471	0.009	0.0043		0.00316	1.558	0.001	0.001284	0.002094		0.0309	0.04751	0.000667	0.000
Sb		0.00013					0.06			0.0001926					
Se	4.987591-05	0.00008		0.00003				0.0003		0.000235			0.0003		
Sn	0.000799009	0.000762					0.15			0.0005782					
V	0.00029853									0.0421					
Zn	0.005924	0.00943	0.07	0.006		0.0027	1.4	0.0004	0.00008	0.01138		0.0071	0.036	10.63	0.0
Si	3.998042858	2.1			24.5				33.79						
Fe	0.06	0.088	0.39					80.44	0.1	0.0285					0.4
Ca	2.18	0.377			17				4.2	0.0445					21.1
Al	0.998810739	1.23	0.02		2.4			10	0.78	4.983					
K	0.35	0.0045							0.02						2
Mg	0.282	0.471						3	0.27	0.001831					6
Na	0.15	0.088						11.32							7

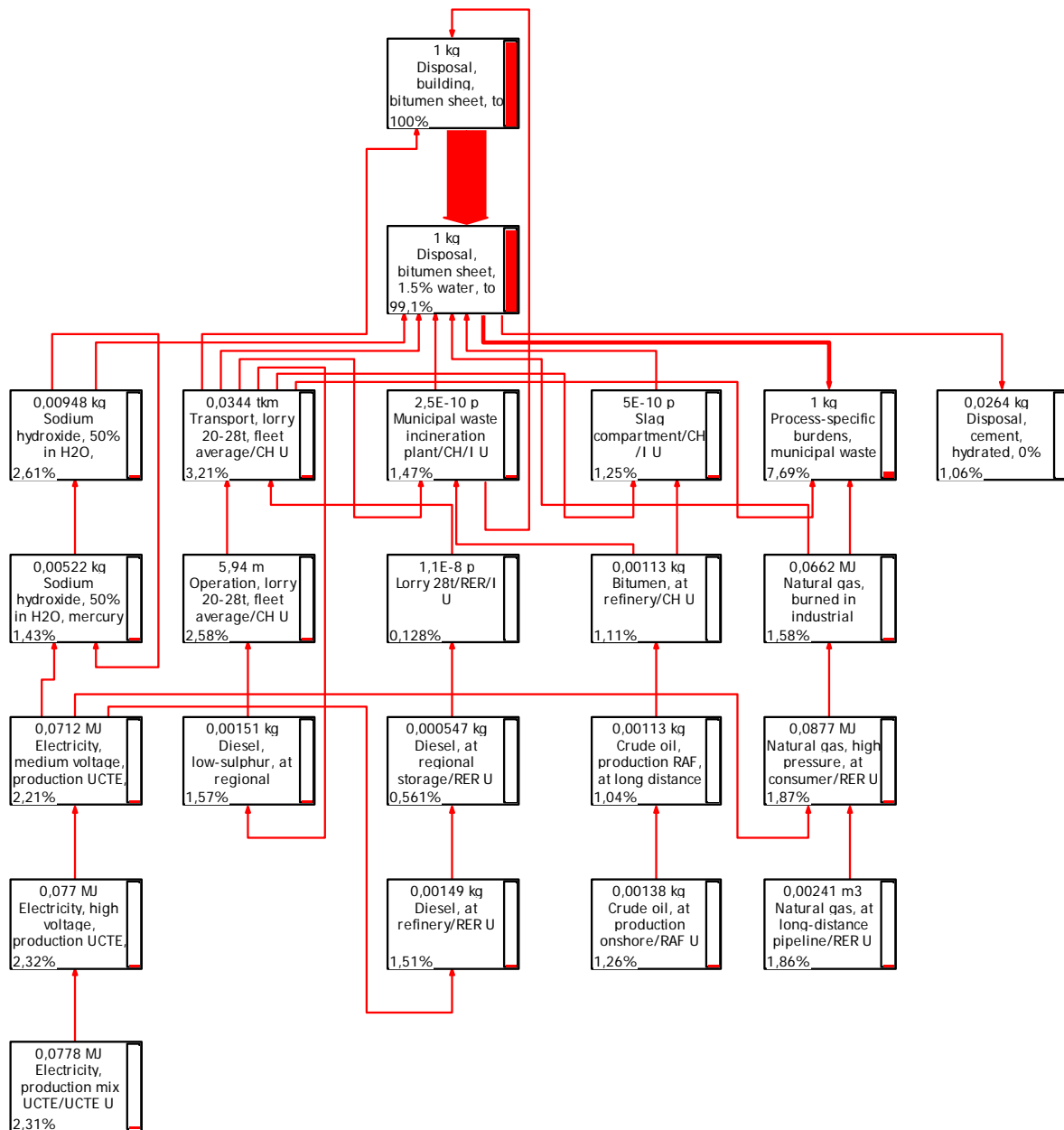
8.2.4 Bitumenbahnen, als Beispiel für die thermische Entsorgung in der MVA

(Prozess in Ecoinvent: Disposal, building, bitumen sheet, to final disposal/CH U)

Folgende Prozesse werden mitberücksichtigt:

- Abbruch und Transporte zur Baustelle,
- Entsorgung der Abfälle

Entsorgung: Disposal, bitumen sheet, 1.5% water, to municipal incineration/CH U



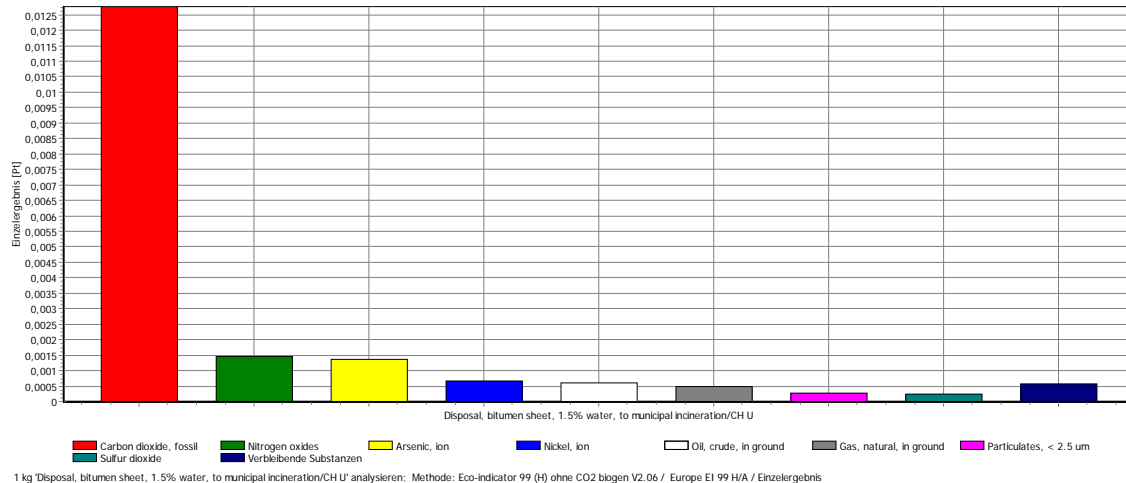
Inkludierte Prozesse:

- Energie für MVA
- Hilfsmaterial für Rauchgasreinigung
- Schadstoffe in Wasser, Boden und Luft aus der Müllverbrennung
- Emissionen in Abwasser und Grundwasser durch MVA Schlacke Entsorgung
- Emissionen durch Deponierung Flugasche und Entsorgung von Klärschlamm

Technologie:

- Durchschnittliche Kehrichtverbrennungsanlage in der Schweiz, Errichtungsjahr 2000
- Elektrofilter, nasse Rauchgasreinigung, Aktivkohlefilter, SNCR und SCR Anlage mit DENOX, Magnetabscheidung aus der Schlacke, elektrischer Wirkungsgrad 13% und thermischer Wirkungsgrad 25,5%

Umweltemissionen einer Müllverbrennungsanlage (Quelle: Ecoinvent):



Analyse:

Die in Ecoinvent verwendeten Prozesse für die Entsorgung von Baurestmassen wie Bitumenbahnen sind in der Regel plausibel und auf österreichische Verhältnisse durchaus anwendbar (Systemgrenzen, Technische Daten, Emissionswerte für Schadstoffe in Luft, Boden und Wasser).

8.3 Deponierung

Die **Bilanzierung von Deponie-Prozessen** (DOKA 2007) erfolgt auf Basis der Klassifizierung (TVA 2000) und daher mit folgenden Typen:

- **Inertstoffdeponien** (Inert material landfills)
- **Reststoffdeponie** (residual material landfills)
- **Reaktordeponie** (sanitary landfills): alle arten biologisch activer Abfälle übernehmen.

Während die Reaktordeponie keine Einschränkung hinsichtlich der biogenen Anteile kennt müssen Abfälle die auf den anderen beiden Typen bestimmte Vorgaben bzgl. biogene Anteile und Schadstoffgehalten einhalten.

Für die vorliegende Studie ist nur die Inertstoffdeponie von Bedeutung (vergleichbar mit Inertabfall- und Baurestmassendeponie). Nach Prüfung der Grenzwerte für die Deponierung in Österreich und in der Schweiz, sowie der Daten aus ecoinvent, ist die Übertragbarkeit der Daten für die vorliegende Fragestellung möglich.

Bei den Prüfung der ecoinvent-Module auf Vollständigkeit stellte sich heraus, dass die Emissionen aus Baumaterialien, die sich nicht inert auf Deponien verhalten wie Gipse, Metalle, organische Baumaterialien und Verbundmaterialien mit löslichen Bestandteilen in den Entsorgungsprozessen für Baumaterialien nicht enthalten sind. Diese sollten im nächsten Schritt ergänzt werden.

ABC-Disposal

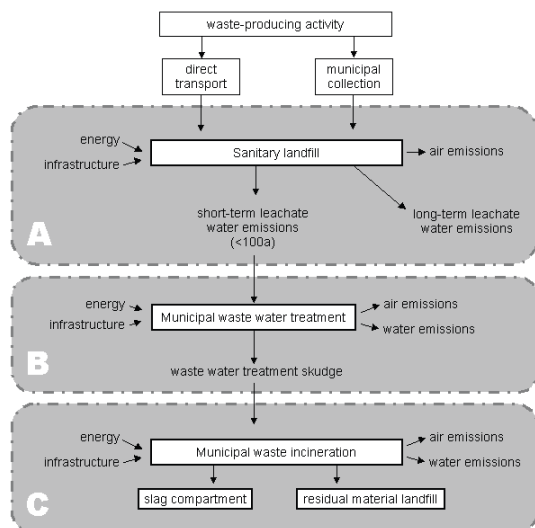


Abbildung 31: Prozessketten vor dem eigentlichen Deponierungsprozess (DOKA 2007) in ecoinvent v2.0

9. Zusammenfassung:

Die Entsorgungsprozesse aus der Datenbank Ecoinvent sind großteils auf österreichische Verhältnisse und Fragestellungen übertragbar.

In der Anwendung der Entsorgungsprozesse sind jedoch einige Adaptionen notwendig:

- Vollgipsplatte/Gipsputz, in Beseitigung, wird der Inerstoffdeponie zugeordnet.
Vorschlag Änderung in Massenabfalldeponie.

Die einzelnen Entsorgungsprozesse aus ecoinvent v2.0 wurden zu folgenden Prozessen geclustert:

- S.....Sortierung (Vorstufe für das Recycling)
- R.....Recycling (Stoffliche Verwertung)
- INERT.....Inertabfalldeponie
- REST.....Reststoffdeponie
- MVA....Müllverbrennungsanlage
- HWI..... hazardous waste incineration (Abfallverbrennungsanlage für gefährliche Abfälle)

Ergebnis ist eine Excel-Tabelle mit allen relevanten Indikatorenwerten, welche die wesentliche Entsorgungsprozesse für unterschiedlichste Baumaterialien abbildet.

Dataset ID	Name	Entsorgungsprozess	Unit	average European acidification potential	generic acidification potential	GWP 100a climate change	GWP 20a climate change
107	2030 Entsorgung, Gebäude, Anstrichreste bzw. -Ablauge, in Beseitigung	HWI	kg	0,0027439	0,0026962	2,6951	2,736
137	2015 Entsorgung, Gebäude, Dispersionsfarbe Reste bzw. -Ablauge, in Beseitigung	HWI	kg	0,0036846	0,0040191	2,1948	2,267
59	2012 Entsorgung, Gebäude, Dispersionsfarbe auf Mauer, in Beseitigung	INERT	kg	0,000058034	0,000072907	0,0099749	0,0106
60	2019 Entsorgung, Gebäude, Flachglas, in Beseitigung	INERT	kg	0,000058034	0,000072907	0,0099749	0,0106
63	2025 Entsorgung, Gebäude, Anstrich auf Metall, in Beseitigung	INERT	kg	0,000058034	0,000072907	0,0099749	0,0106
64	2027 Entsorgung, Gebäude, Anstrich auf Mauer, in Beseitigung	INERT	kg	0,000058034	0,000072907	0,0099749	0,0106
61	2021 Entsorgung, Gebäude, Mineralischer Putz, in Beseitigung	INERT	kg	0,000058034	0,000072907	0,0099749	0,0106
62	2023 Entsorgung, Gebäude, Mineralwolle, in Beseitigung	INERT	kg	0,000058034	0,000072907	0,0099749	0,0106
65	2036 Entsorgung, Gebäude, Kunststoffputz, in Beseitigung	INERT	kg	0,000058034	0,000072907	0,0099749	0,0106
67	2005 Entsorgung, Gebäude, Backstein, in Beseitigung	INERT	kg	0,000083296	0,00010498	0,013257	0,0142
68	2032 Entsorgung, Gebäude, Vollgipsplatte/Gipsputz, in Beseitigung	INERT	kg	0,000083296	0,00010498	0,013257	0,0142
69	2034 Entsorgung, Gebäude, Gipskartonplatte, in Beseitigung	INERT	kg	0,000083296	0,00010498	0,013257	0,0142
70	2046 Entsorgung, Gebäude, Gipsfaserplatte, in Beseitigung	INERT	kg	0,000083296	0,00010498	0,013257	0,0142
71	2007 Entsorgung, Gebäude, Zement (in Beton) und Mauermörtel, in Beseitigung	INERT	kg	0,000088785	0,00011195	0,01397	0,0149
72	2009 Entsorgung, Gebäude, Betonkies, in Beseitigung	INERT	kg	0,000088785	0,00011195	0,01397	0,0149
73	2010 Entsorgung, Gebäude, unbewehrter Beton, in Beseitigung	INERT	kg	0,000088785	0,00011195	0,01397	0,0149
74	2045 Entsorgung, Gebäude, bewehrter Beton, in Beseitigung	INERT	kg	0,0010111	0,00012758	0,015569	0,01657
78	2048 Entsorgung, Gebäude, Armierungsseisen, in Beseitigung	INERT	kg	0,00049854	0,00063213	0,0672	0,0694
44	2069 Entsorgung, Beton, 5% Wasser, in Inertstoffdeponie	INERT	kg	0,000042123	0,000052641	0,0070743	0,007794
45	2070 Entsorgung, Dispersionsfarbe, 0% Wasser, in Inertstoffdeponie	INERT	kg	0,000042123	0,000052641	0,0070743	0,007794
46	2071 Entsorgung, Glas, 0% Wasser, in Inertstoffdeponie	INERT	kg	0,000042123	0,000052641	0,0070743	0,007794
47	2072 Entsorgung, Gips, 19,4% Wasser, in Inertstoffdeponie	INERT	kg	0,000042123	0,000052641	0,0070743	0,007794
48	2073 Entsorgung, Inertstoff, 5% Wasser, in Inertstoffdeponie	INERT	kg	0,000042123	0,000052641	0,0070743	0,007794
49	2074 Entsorgung, Kalksteinrickstand, 5% Wasser, in Inertstoffdeponie	INERT	kg	0,000042123	0,000052641	0,0070743	0,007794
50	2075 Entsorgung, Mineralwolle, 0% Wasser, in Inertstoffdeponie	INERT	kg	0,000042123	0,000052641	0,0070743	0,007794
51	2076 Entsorgung, Erdgasleitung, 0% Wasser, in Inertstoffdeponie	INERT	kg	0,000042123	0,000052641	0,0070743	0,007794
52	2077 Entsorgung, Verpackungskarton, 19,6% Wasser, in Inertstoffdeponie	INERT	kg	0,000042123	0,000052641	0,0070743	0,007794
53	2078 Entsorgung, Anstrichstoff, 0% Wasser, in Inertstoffdeponie	INERT	kg	0,000042123	0,000052641	0,0070743	0,007794
54	2079 Entsorgung, Kunststoffputz, 0% Wasser, in Inertstoffdeponie	INERT	kg	0,000042123	0,000052641	0,0070743	0,007794

ABC-Disposal

Dataset-ID	Name	Entsorgungsprozess	average Eutrophication	generic competition	MAETP 100a	MAETP 20a	RER	GLO	kg NOx-Eq	kg PO4-Eq	land use	kg 1,4-DCB-Eq	marine aquatic ecotoxicity	marine aquatic ecotoxicity
74	2045 Entsorgung, Gebäude, bewehrter Beton, in Beseitigung	INERT	0,000183	2,13E-05	0,0015789	0,0029137								0,000
78	2048 Entsorgung, Gebäude, Armierungseisen, in Beseitigung	INERT	0,000917	0,000106	0,0017518	0,011701								0,000
44	2069 Entsorgung, Beton, 5% Wasser, in Inertstoffdeponie	INERT	7,42E-05	8,66E-06	0,0015181	0,0013918								0,000
45	2070 Entsorgung, Dispersionsfarbe, 0% Wasser, in Inertstoffdeponie	INERT	7,42E-05	8,66E-06	0,0015181	0,0013918								0,000
46	2071 Entsorgung, Glas, 0% Wasser, in Inertstoffdeponie	INERT	7,42E-05	8,66E-06	0,0015181	0,0013918								0,000
47	2072 Entsorgung, Gips, 19,4% Wasser, in Inertstoffdeponie	INERT	7,42E-05	8,66E-06	0,0015181	0,0013918								0,000
48	2073 Entsorgung, Inertstoff, 5% Wasser, in Inertstoffdeponie	INERT	7,42E-05	8,66E-06	0,0015181	0,0013918								0,000
49	2074 Entsorgung, Kalksteinrückstand, 5% Wasser, in Inertstoffdeponie	INERT	7,42E-05	8,66E-06	0,0015181	0,0013918								0,000
50	2075 Entsorgung, Mineralwolle, 0% Wasser, in Inertstoffdeponie	INERT	7,42E-05	8,66E-06	0,0015181	0,0013918								0,000
51	2076 Entsorgung, Erdgasleitung, 0% Wasser, in Inertstoffdeponie	INERT	7,42E-05	8,66E-06	0,0015181	0,0013918								0,000
52	2077 Entsorgung, Verpackungskarton, 19,6% Wasser, in Inertstoffdeponie	INERT	7,42E-05	8,66E-06	0,0015181	0,0013918								0,000
53	2078 Entsorgung, Anstrichstoff, 0% Wasser, in Inertstoffdeponie	INERT	7,42E-05	8,66E-06	0,0015181	0,0013918								0,000
54	2079 Entsorgung, Kunststoffputz, 0% Wasser, in Inertstoffdeponie	INERT	7,42E-05	8,66E-06	0,0015181	0,0013918								0,000
55	2080 Entsorgung, Polyurethan, 0,2% Wasser, in Inertstoffdeponie	INERT	7,42E-05	8,66E-06	0,0015181	0,0013918								0,000
56	2081 Entsorgung, Schlacke aus MG-Silizium Prod., 0% Wasser, in Inertstoffdeponie	INERT	7,42E-05	8,66E-06	0,0015181	0,0013918								0,000
57	2082 Entsorgung, Stahl, 0% Wasser, in Inertstoffdeponie	INERT	7,42E-05	8,66E-06	0,0015181	0,0013918								0,000
58	2083 Entsorgung, Zeolith, 5% Wasser, in Inertstoffdeponie	INERT	7,42E-05	8,66E-06	0,0015181	0,0013918								0,000
66	2041 Entsorgung, Gebäude, Dichtungskitt (PUR), in Beseitigung	MVA	0,000104	1,21E-05	0,0015602	0,0019616								0,000
14	2052 Entsorgung, Gebäude, Altholz unbehandelt, in Beseitigung	MVA	0,000502	7,33E-05	0,00026866	0,031877								0,000
15	2051 Entsorgung, Gebäude, Altholz, chrombehandelt, in Beseitigung	MVA	0,000503	7,35E-05	0,00029148	1,0528								0,000
92	2017 Entsorgung, Gebäude, Flachglas (in brennbarem Rahmen), in Beseitigung	MVA	0,000611	6,75E-05	0,0032745	0,043342								0,000
38	2008 Entsorgung, Gebäude, Holzzementplatte, in Beseitigung	MVA	0,000567	7,5E-05	0,0011745	0,22134								0,000
19	2016 Entsorgung, Gebäude, Spanplatte, in Beseitigung	MVA	0,000698	0,000115	0,00037537	0,28318								0,000
25	2039 Entsorgung, Gebäude, EPS-Isolation flammgeschützt, in Beseitigung	MVA	0,000557	7,32E-05	0,0005181	2,6214								0,000
29	2029 Entsorgung, Gebäude, Anstrich auf Holz, in Beseitigung	MVA	0,000487	5,79E-05	0,00071657	4,4828								0,000
33	2031 Entsorgung, Gebäude, PE-Dichtungsbahn, in Beseitigung	MVA	0,000539	6,86E-05	0,00084937	10,416								1,000
23	2038 Entsorgung, Gebäude, Polyethylen/Polypropylen-Produkte, in Beseitigung	MVA	0,000526	6,58E-05	0,0004424	12,228								1,000
42	2050 Entsorgung, Gebäude, PE-Dampfbremse flammgeschützt, in Beseitigung	MVA	0,000575	8,02E-05	0,0013055	11,458								1,000
83	2004 Entsorgung, Gebäude, Bitumenbahn, in Beseitigung	MVA	0,000698	9,89E-05	0,0018651	2,4531								0,000

Abbildung 32: Ausschnitte der Sachbilanzierung (Excel Liste) der relevanten Entsorgungsprozesse für verschiedene Baumaterialien (Excel Liste)

10. Literaturverzeichnis

ABFALLRAHMENRICHTLINIE 2008: Amtsblatt der Europäischen Union L 312/3 Richtlinie 2008/98/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 19. November 2008 über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien, Straßburg, 19. November 2008

ABFALLVERBRENNUNGS RL: [2000/76/EG] Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 4. Dezember 2000 über die Verbrennung von Abfällen (2000/76/EG). Veröffentlicht im Amtsblatt der Europäischen Union Nr. L 332, S. 91ff, Strassburg, 28.12.2000

ALSAG 2009: Altlastensanierungsgesetz BGBl. Nr. 299/1989 idF BGBl. I Nr. 52/2009, Bundesgesetz vom 7. Juni 1989 zur Finanzierung und Durchführung der Altlastensanierung, zuletzt geändert durch das Budgetbegleitgesetz 2009, BGBl. I Nr. 52, Wien 2009-12-29

AVV: Abfallverbrennungsverordnung – Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und des Bundesministers für Wirtschaft und Arbeit über die Verbrennung von Abfällen, BGBl. II Nr. 389/2002 – Artikel 1, geändert durch BGBl. II Nr. 296/2007, Wien 2002

AWG 2002: Bundesgesetz über eine nachhaltige Abfallwirtschaft (Abfallwirtschaftsgesetz 2002 – AWG 2002), BGBl. I Nr. 102, zuletzt geändert durch das Bundesgesetz BGBl. I Nr. 54/2008, Wien, 2008, <http://www.lebensministerium.at/article/articleview/30826/1/6968/> (Abgerufen 17. September 2009, 15:21)

BAUMELER, A., BRUNNER, P.H., FEHRINGER, R., KISLIAKOVA, A., SCHACHERMAYER, E.: „Reduktion von Treibhausgasen durch Optimierung der Abfallwirtschaft“, Schriftenreihe der Energieforschungsgemeinschaft, 650/457; Hrsg. Verband der Elektrizitätswerke Österreichs (VEÖ), Wien, 1998

BAURESTMASSETRENN VO: Verordnung des Bundesministers für Umwelt, Jugend und Familie über die Trennung von bei Bautätigkeiten anfallenden Materialien, BGBl. Nr. 259/1991, Wien 1991

BAWP 2006: Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2006; Medieninhaber und Herausgeber: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung VI/3; Stubenbastei 5, 1010 Wien, 2007

DEPONIEVERORDNUNG 2008: Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Ablagerung von Abfällen (Deponieverordnung), BGBl. II Nr. 39/2008, geändert durch BGBl. II Nr. 185/2009, Wien 2008

DOKA G.: Ökoinventar der Entsorgungsprozesse von Baumaterialien Grundlagen zur Integration der Entsorgung in Ökobilanzen von Gebäuden, Forschungsprogramm "Rationelle Energienutzung in Gebäuden", Februar 2000

DOKA G.: Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. Ecoinvent report No. 13, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Part V: Building Material Disposal, Dübendorf, December 2007

DOKA G.: Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. Ecoinvent report No. 13, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Part I: General Introduction Waste Material Compositions Municipal Waste Collection, Dübendorf, December 2007

DOKA G.: Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. Ecoinvent report No. 13, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Part II: Waste Incineration, Dübendorf, December 2007

DOKA G.: Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. Ecoinvent report No. 13, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Part III: Landfills – Underground Deposits - Landfarming, Dübendorf, December 2007

FORSCHUNGSZENTRUM KARLSRUHE: Stand der Darstellung von Abfallverbrennung in Stoffstromanalyse, Projektbericht Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, GreenDeltaTC GmbH, TU Berlin, Universität Kassel, Netzwerk Lebenszyklusdaten, Arbeitskreis END-OF-LIFE im Rahmen des Forschungsvorhabens FKZ 01 RN 0401 im Auftrag des Bundesministeriums für Bildung und Forschung, Hrsg.: Forschungszentrum Karlsruhe, Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse – Zentralabteilung Technikbedingte Stoffströme, Berlin Kassel Karlsruhe - Oktober 2007, http://www.netzwerk-lebenszyklusdaten.de/cms/webdav/site/lca/groups/allPersonsActive/public/Projektberichte/NetLZD-EndOfLife_S01_v03_2007.pdf abgerufen 10. September 2009

GILBERG, U., DE LAURETIS, R., GONELLA, B., VILLANUEVA, A.: „Waste management in Europe and the Landfill Directive“, European Topic Centre on Resource and Waste Management, European Environment Agency, 2005

GRAUBNER Carl-Alexander, HÜSKE Katja: Nachhaltigkeit im Bauwesen, Ernst & Sohn Verlag, Berlin, 2002

HUBER Angelo: Baurestmassen im Wohnbau OÖ: Mengen sowie Entsorgungs- und Verwertungskapazitäten heute und morgen; Diplomarbeit zur Erlangung des akademischen Grades eines „Magisters der Sozial- und Wirtschaftswissenschaften“ im Diplomstudium Wirtschaftswissenschaften; Johannes Kepler Universität Linz, Institut für Betriebliche und Regionale Umweltwirtschaft, Betreuer: Dr. Heinz K. Prammer, Linz, November 2007

IBO: Sachbilanz einer Baurestmassen-Recyclinganlage in Österreich, eigene Erhebungen, Wien 2009

MARTICORENA, B., ATTAL, A., CAMACHO, P., MANEM, J., HESNAULT, D., SALMON, P.: „Prediction Rules for Biogas Valorisation in Municipal Solid, Waste Landfills”, Water Science and Technology, 27(2): 235-241., 1993

NEUBACHER F., HIMMEL W.: Weißbuch - "Thermische Restmüllbehandlung in Österreich", Information zur Umweltverträglichkeit und Nachhaltigkeit in der Abfallwirtschaft - Zahlen, Daten, Fakten, Bundesministerium für Umwelt, Jugend & Familie, Technische und wissenschaftliche Beratung: Dipl.-Ing. Franz Neubacher und Dr. Wilhelm Himmel, Wien, 1999

RICHTLINIE FÜR ERSATZBRENNSTOFFE: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Sektion Stoffstromwirtschaft, Umwelttechnik und Abfallmanagement, Stubenbastei 5, 1010 Wien, März 2008

SCHACHERMAYER E.: Vergleich und Evaluierung verschiedener Modelle zur Berechnung der Methanemissionen aus Deponien, UBA; <http://www.umwelt.net.at/article/articleview/44651/1/6943/>, Abgerufen am 17. September 2009

STUBENVOLL J.; BÖHMER S., SZEDNYJ I.: Stand der Technik bei Abfallverbrennungsanlagen, Studie im Auftrag des Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Abteilung VI/3, Wien, September 2002

TVA: Technische Verordnung über Abfälle vom 10. Dezember 1990 (Stand am 1. Januar 2009), Schweizerische Bundesrat, <http://www.admin.ch/ch/d/sr/8/814.600.de.pdf> abgerufen 18. September 2009

UNIVERSITÄT WEIMAR: <http://www.uni-weimar.de/Bauing/aufber/Lehre/Sommersemester/Modul%20F,%20Stoffhaushalt/Skript%20Modul%20F/4%D6kobilanzen.pdf> abgerufen 20. September 2009



Haus der Zukunft

eine Initiative des Bundesministeriums für Verkehr, Innovation und Technologie (BMVIT)

Entsorgungswege der Baustoffe

erstellt am
30/12/2009

ABC-Disposal

Anhang A2

Projektnummer 813974

Hildegund Mötzl
IBO – Österreichisches Institut
für Baubiologie und -ökologie

Ein Projektbericht im Rahmen der Programmlinie



Impulsprogramm Nachhaltig Wirtschaften

1. Inhaltsverzeichnis

1. Inhaltsverzeichnis	3
2. Einleitung	4
3. Massive mineralische Baustoffe	4
3.1 Vorbemerkung	4
3.2 Allgemeines	4
3.3 Beton	8
3.4 Beton aus Sulfathüttenzement	10
3.5 Ziegel	11
3.6 Porenbeton	12
3.7 Holzspan-Mantelsteine	13
3.8 Faserzement	14
3.9 Ungebrannter Lehm	14
3.10 Gipsbaustoffe	15
3.11 Putze und -mörtel aus Kalk oder Zement	19
3.12 Kies, Sand	19
3.13 Zusammenfassung	20
4. Metalle	23
4.1 Vorbemerkungen	23
4.2 Aluminium	25
4.3 Zink	30
4.4 Kupfer	32
4.5 Stahl	34
4.6 Weitere	38
4.7 Zusammenfassung	38
5. Baustoffe aus biogenen Rohstoffen	41
5.1 Vorbemerkung	41
5.2 Allgemeines	41
5.3 Holz und Holzwerkstoffe	42
5.4 Anorganisch gebundene Holzwerkstoffe (AHW)	53
5.5 Dämmstoffe aus biogenen Rohstoffen	53
5.6 Zusammenfassung	58
6. Kunststoffe	60
6.1 Vorbemerkungen	60
6.2 Allgemeines	61
6.3 Polyvinylchlorid (PVC)	64
6.4 Polyurethan-Schäume	70
6.5 Polystyrol-Dämmplatten	72
6.6 Polyolefine (Polyethylen, Polypropylen, Polybuten, Polyisobutylen)	74
6.7 Zusammenfassung	76
7. Weitere Bau- und Innenausstattungsmaterialien	79
7.2 Mineralwolle-Dämmstoffe	79
7.3 Weitere Dämmstoffe aus mineralischen Rohstoffen	80
7.4 Bitumen	82
7.5 Fußbodenbeläge	84
8. Literatur	86

2. Einleitung

In der vorliegenden Grundlagenrecherche wurden die Entsorgungseigenschaften von Baumaterialien und die sich daraus ergebenden Entsorgungswege in Theorie und Praxis erhoben. Die Baumaterialien wurden in Stoffgruppen, die vergleichbare Entsorgungseigenschaften aufweisen gruppiert. Jedes Kapitel enthält Vorbemerkungen, in denen prinzipielle, allgemein für die Stoffgruppe gültige Entsorgungseigenschaften und -wege dargelegt werden. Daran schließen sich detaillierte Betrachtungen zu den einzelnen Stoffen an. Die Stoffkapitel beginnen jeweils mit einer Materialbeschreibung. Anschließend werden mögliche Verfahren und Verhalten beim Recycling, bei der Abfallverbrennung und bei Deponierung beschrieben. Abschließend werden Statistiken zum Entsorgung dargestellt (Abfallmengen, Recyclingquoten, Modal Split zwischen den Entsorgungswegen). Einzelne dieser Abschnitte können im Kapitel Vorbemerkungen vorweggenommen sein, wenn sie für die gesamte Stoffgruppe gelten.

3. Massive mineralische Baustoffe

3.1 Vorbemerkung

Den mit Abstand größten Massenanteil im Gebäude bilden die massiven mineralischen Baustoffe – dies gilt auch für Gebäude in Holzbauweise, deren Fundamentplatten, Keller oder Estriche in der Regel ebenfalls aus mineralischen Baustoffen bestehen. Es ist daher naheliegend, dass mineralische Baustoffe in der Entsorgung eine zentrale Rolle spielen. Im Gegensatz zum Metallrecycling oder zur Verbrennung von Altholz bilden sich die Umweltwirkungen durch die Entsorgung von mineralischen Rohstoffen aber nur in sehr geringem Ausmaß in Wirkbilanzindikatoren ab. Für die Aufbereitung von mineralischen Baurestmassen werden die gleichen Maschinen wie für die Verarbeitung von Steinbruchmaterial verwendet. Die weiteren ökobilanziell relevanten Wirkungen sind verursacht durch Transportaufwendungen und allfällige Staubemissionen und unterscheiden sich wenig zwischen den Recycling- und Deponierungsprozessen. Der Ressourcen- und Landschaftsverbrauch wirkt sich nicht auf die Ökobilanz aus.

In Anbetracht der großen Massen an mineralischen Rohstoffen, die im Bauwesen bewegt werden, sind die Vorteile des Recyclings aber nicht von der Hand zu weisen:

- Reduktion der abzulagernden Reststoffe,
- Geringerer Bedarf an Deponievolumen,
- Schonung der natürlich vorkommenden Primärmaterialien,
- Landschafts- und Grundwasserschutz durch geringere Materialentnahme,

3.2 Allgemeines

Material

Zu den mineralischen Baustoffen zählen Beton, Ziegel, Porenbeton, Lehm- und Gipsbaustoffe, Putze, Mörtel, Kiese und Sande. Dämmstoffe aus mineralischen Rohstoffen

zeigen ein unterschiedliches Entsorgungsverhalten (geringe Rohdichte, höhere organische Bestandteile, andere Entsorgungswege) und werden daher im Kapitel „Weitere Baumaterialien und Innenausstattungen“ behandelt. Hauptrohstoffe der massiven mineralischen Baustoffe sind Kalkstein, Ton bzw. Lehm, Sand oder Gips. Mineralische Baustoffe enthalten in der Regel nur geringe organische Bestandteile.

Recycling

Im Prinzip ist eine Wiederverwendung von mineralischen Bauteilen (z.B. von Betonfertigteilen) möglich, in der Regel ist aber von einer stofflichen Verwertung auszugehen.

Das Prinzip der stofflichen Verwertung besteht im gezielten Zerkleinern der mineralischen Baurestmassen zu definierten Korngrößen. Zu diesem Zweck gibt es mobile und stationäre Aufbereitungsanlagen.

Mit mobilen Aufbereitungsanlagen werden die mineralischen Baurestmassen nach vorheriger Demontage bzw. Aussortieren von Fremdbestandteilen direkt vor Ort gebrochen und z.B. als Baumaterial verwendet.

Die stationären Aufbereitungsanlagen leiten sich aus traditionellen Verfahren der Rohstoffaufbereitung ab oder sind Weiterentwicklungen für das Recycling (MÜLLER, 2003). Kernstück der Anlage ist der Brecher. In Abhängigkeit von den jeweiligen Anforderungen werden unterschiedliche Brechertypen verwendet. Nach dem Brechen kann aus Qualitätsgründen eine Abtrennung von Störstoffen vorgenommen werden. Zur Abtrennung von eisenhaltigen Bestandteilen wird ein Magnetabscheider verwendet. Im Windsichter werden leichte Stoffe wie Holz, Papier und Kunststoffe mittels eines Luftstroms abgetrennt. Bei der Nasssichtung werden unterschiedliche Sinkgeschwindigkeiten und unterschiedliche Dichten zur Trennung von Störstoffen und verwertbarem Material genutzt. Je nach Anforderung des zukünftigen Anwendungsgebiets findet abschließend noch das Absieben in einzelne Kornfraktionen, die sogenannte Klassierung, statt.

SCHACHERMAYER et al (1998) führten Stoffflussanalysen einer Aufbereitungsanlage durch, bei der die Aufbereitung entweder im Nass- oder im Trockenverfahren erfolgte. Die Ergebnisse zeigten, dass weder das nasse noch das trockene Verfahren gezielt die stoffliche Qualität der Sortierprodukte verbessern konnte. Die stoffliche Qualität des Inputs determinierte die stoffliche Qualität der aufbereiteten Produkte. Voraussetzung für ein erfolgreiches Recycling von Baurestmassen ist daher die bestmögliche Trennung beim Abbruch auf der Baustelle. Dies bestätigen weitere Untersuchungen, z.B. von SINDT et al (1997) und die Erfahrungen des Baustoffrecyclingverbands (CAR, 2005). Herkömmlicher Bauschutt ist aufgrund seiner Heterogenität mit höherem Aufwand aufzubereiten und zudem nur mit geringer Wertschöpfung zu vermarkten. Sollen hochwertige Recyclingmaterialien erzeugt werden, müssen daher kontrollierte Rückbaumaßnahmen wie z.B. vorheriges Trennen von Wärmedämmungen, Fußböden, Installationen, Wand- und Deckenverkleidungen getroffen werden.

Die meisten Recyclingbaustoffe finden außerhalb des Hochbaus Anwendung (Straßenbau, Sportplatz, Rohstoff für die Zementindustrie,...). Ein kleiner Teil der Recyclingmaterialien wird als Zuschlagstoff für die Herstellung neuer Betone eingesetzt. In diesem Zusammenhang besonders relevant sind die Massenanteile von Chlor (Korrosion) und Schwefel (Sulfatreiben), die bereits in geringen Mengen unmittelbaren Einfluss auf die Betonqualität haben können. Von weiterer Bedeutung ist der Gehalt an polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen:

- Chlor wird vor allem über Kunststoffe wie Polyvinylchlorid und über die Salzstreuung eingetragen.
- Hohe Schwefelgehalte weisen Baurestmassen aus dem Hochbau auf. Sie sind auf den Gipsanteil im Bauschutt zurückzuführen. Dies zeigten auch Untersuchungen des österreichischen Umweltbundesamts (SCHEIBENGRAF, REISINGER, 2005, S 26).
- Für den Eintrag von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen sind Schornsteine verantwortlich. Es ist daher während eines Gebäudeabbruchs besonders wichtig, Kamine bzw. deren Innenbeschichtungen von den restlichen Baurestmassen zu trennen.

Die aufbereiteten Materialien können je nach Stoffzusammensetzung und Korngrößenverteilung als Kies-, Sand- oder Mehlersatz für die unterschiedlichsten Anwendungen eingesetzt werden. Die Klassifizierung des Österreichischen Baustoffrecyclingverbands für „Qualitätsbaustoffe“ aus Recyclingmaterial und deren mögliche Einsatzgebiete zeigt Tabelle 1.

Bezeichnung – Zusammensetzung	Herkunft	Qualitätsbaustoff für ...
RH (Hochbauabbruch) - Recycelter Hochbausand, Recycelter Hochbausplitt (Ziegel unter 33% mit z.B. Betonanteil)	Industriebau- und allg. Hochbauabbruch	stabilisierte Schüttungen, stabilisierte Künettenverfüllungen, Bauwerkshinterfüllungen, Sportplatzbau
RHZ (Hochbau-/Ziegelbruch) – Recycelter Hochbauziegelsand, Recycelter Hochbauziegelsplitt (Ziegel über 33% mit z.B. Betonanteil)	Wohnbau und Hochbauabbruch	Zuschlagstoff für die Produktion von Mauerwerksteinen, Beton u. Leichtbeton; Stabilisierungen, Füllungen, Schüttungen, Estriche
RMH (Mineralische Hochbaurestmassen) – Mineralische Hochbaurestmassen (Beton, Ziegel, natürliches Gestein)	Industriebau- und allg. Hochbauabbruch	Künettenverfüllungen, Hinterfüllungen, Schüttungen, Sportplatzbau-Drainage
RS – Recyclingsand	Industriebau- und allg. Hochbauabbruch	Bettung von Energie- und Fernmeldekabeln (Kabelsand), von Leitungsrohren, z.B. von Kanal-, Gas- und Wasserleitungsrohren; sowie für weitere Infrastruktureinrichtungen
RZ (Ziegelbruch) – Recycelter Ziegelsand, Recycelter Ziegelsplitt (vorwiegend Ziegel)	Ziegelproduktion, Abbruch	Zuschlagstoff für die Produktion von Mauerwerksteinen, Beton u. Leichtbeton; Stabilisierungen, Drainageschichten, Füllungen, Schüttungen
RB (Betonabbruch) – Recyceltes gebrochenes Betongranulat (vorwiegend Beton)	Straßen-, Brücken, Industriebau, in Zukunft vermehrt aus Hochbau zu erwarten	ungebundene obere Tragschichten, ungebundene untere Tragschichten, zementgebundene Tragschichten, landwirtschaftlicher Wegebau, Zuschlagstoff für Betonproduktion, hochwertiges Künettenfüllmaterial, Drainageschichten

Tabelle 1: „Qualitätsbaustoffe“ aus Hochbaurestmassen. RB (Betonabbruch) stammt derzeit noch vorwiegend aus dem Tiefbau (Quelle: Der Österreichische Baustoff-Recycling-Verband, <http://www.br.v.at/service/pg31>, Stand 05/2009 und BRV 2009)

Der Österreichische Baustoffrecyclingverband (BRV) definiert in seinen Richtlinien für Recyclingbaustoffe aus Hochbau-Restmassen technische und ökologische Anforderungen

an Recycling-Baustoffe und Betriebe. Das Gütezeichen des BRV wird auch beim Vollzug des ALSAG als Qualitätssicherungssystem anerkannt.¹

Verbrennung

Eine gezielte Zuführung von mineralischen Baurestmassen in die Abfallverbrennung macht wegen der fehlenden Brennbarkeit keinen Sinn. Mineralische Baustoffe, die als Verunreinigungen in die Abfallverbrennungsanlage gelangen, verbleiben in der Schlacke.

Deponierung

Die Deponierbarkeit ist abhängig von der chemischen Zusammensetzung, dem Anteil an organischen Bestandteilen, den physikalischen Eigenschaften sowie den gesetzlichen Bestimmungen, sie wird bei den einzelnen Baustoffen behandelt. In der Regel erfüllen massive mineralische Baustoffe die Anforderungen der Baurestmassendeponie.

Entsorgung in Zahlen

Tabelle 2 zeigt das Gesamtaufkommen an „Baustellenabfällen“² laut BAWP (2006) und die von den Mitgliedern des Österreichischen Baustoffrecyclingverbands aufbereiteten Mengen an Baurestmassen. Die Tabelle enthält Baustellenabfälle aus dem Hoch- und Tiefbau, eine Zuordnung der Daten des Bundesabfallwirtschaftsplans ist nicht möglich.

Aufkommen und Aufbereitung von Baustellenabfällen 2004	Aufkommen in Mio. Tonnen	Aufbereitung in Tonnen	Anteil am Aufkommen	Ablagerung in Tonnen
Bauschutt (keine Baustellenabfälle)	2,5	1.688.000	68	649.000
Straßenaufbruch	1,2	1.005.000	84	10.400
Betonabbruch	1,3	1.034.000	78	163.000
<i>Baustellenabfälle (kein Bauschutt)^{*)}</i>	<i>1,1</i>	<i>93.000</i>	<i>9</i>	<i>15.000</i>
Gesamt (ohne Gleisschotter)	6,2	3.820.000		1.045.000

*) enthalten nur geringe mineralische Bestandteile, Aufbereitung = aussortierte brennbare Bestandteile

Tabelle 2: Entsorgungswege der mineralischen Abfallfraktionen gem. Bundesabfallwirtschaftsplan (BAWP 2006)

Der stoffliche Verwertungsgrad an mineralischen Baurestmassen stieg in den letzten zwei Jahrzehnten von ursprünglich 15 % (1985) auf 70 % (BAWP, 2006, Seite 151). Als wesentliche Triebfeder für die Steigerungsrate wirkte die mit 1. Jänner 1993 in Kraft getretene Baurestmassen-Trennverordnung (BGBl. Nr. 259/1991). Österreich verfügt mittlerweile über ein fast flächendeckendes Netz an Recycling-Betrieben, die mineralische Baurestmassen übernehmen und daraus Recyclingmaterialien herstellen. Anreiz für die Übergabe der Bauabfälle an Recyclingunternehmen gibt es auch in finanzieller Hinsicht wie die folgenden Beispiele zeigen (CAR, 2005):

- Einem Deponiedurchschnittspreis von 12,10 € pro Tonne für reinen Bauschutt stand 2005 ein Annahmepreis von 9,58 € pro Tonne beim Recycling-Betrieb gegenüber.

¹ Seit 1. Jänner 2006 ist Baustoff-Recycling nur mehr mit einem Qualitätssicherungssystem alllastenbeitragsfrei (CAR, 2005)

² Hier: Alle auf Baustellen anfallenden Abfälle aus Bau- und Abbruchtätigkeiten

- Der durchschnittliche Annahmepreis von Asphalt und Beton liegt bei 60 bis 70 Prozent des bei Deponierung notwendigen Altlastenbeitrags (Asphalt: 4,30 €, Beton: 5,62 €)
Seit 1. Jänner 2006 ist die Anwendung von Baustoff-Recycling nur mehr mit einem Qualitätssicherungssystem altlastenbeitragsfrei möglich (Altlastenbeitrag: 8 € pro Tonne).

Während für Bauschutt, Straßenaufbruch und Betonabbruch hohe Recyclingquoten erreicht werden, werden Baustellenabfälle kaum aufbereitet. Die Anlagenauslastung ist mit 52 % als ungenügend und wirtschaftlich bedenklich zu bezeichnen (CAR, 2005)

Zu beachten ist, dass der gegenwärtig anfallende Bauschutt vorrangig von Bauwerken, die in Mauerwerksbauweise oder in Mischbauweise (z.B. Stahlbeton) errichtet wurden, stammt. Für die Zukunft ist eine Änderung in der Zusammensetzung zu erwarten. Vor allem der Anteil an Beton und Kunststoffen in den Baurestmassen wird ansteigen (SCHEIBENGRAF, REISINGER, 2005, S 25).

3.3 Beton

Material

Beton bezeichnet eine Baustoffgruppe aus dauerhaft mit Zement verbundenen Gesteinskörnern. Porenbeton gehört auf Grund dieser Definition nicht zu den Betonen. Laut LECHNER und STARK (1993) weisen Holzbeton und Faserzement eine von Beton derart abweichende Festigkeit und/oder abweichende Formate auf, dass eine Aufbereitung oder Verwertung gemeinsam mit Beton nicht möglich ist.

Da die „Gesteinskörner“ auch aus Ziegelsplitt, porigen Stoffen wie Blähton oder aus EPS bestehen können, wird hier der Begriff „Zuschlagstoffe“ bevorzugt. Die Zuschlagstoffe sind tw. ausschlaggebend für die Entsorgungseigenschaften des Betons (Rohdichte, Wasseraufnahme, ...), grundsätzlich können laut Aussagen des Baustoffrecyclingverbands aber alle Betone mit mineralischen Zuschlägen (Kiesbeton, Ziegelsplittbeton, Blähtonbeton, usw.) nach den gleichen Prinzipien verwertet werden.

Betonzusätze, wie Betonverflüssiger, Erstarrungsverzögerer und Luftporenmittel, haben in geringen Mengen keine signifikanten Auswirkungen auf die Eigenschaften des Recyclingbetons.

Recycling

Beton kann in verschiedenen Brecheranlagen gebrochen und von Fremdmaterialien wie Armierungsstahl getrennt werden. Einmaliges Brechen liefert eine Kornverteilung, die häufig nahe der Fuller-Kurve³ liegt (LECHNER, STARK 1993, Seite 11).

Aufbereiteter Betonabbruch kann für unterschiedliche Anwendungszwecke eingesetzt werden (siehe auch Tabelle 1).

Der Großteil des Betonbruchs geht in den Straßenbau als Trägermaterial. Für die Verwertung in ungebundenen Tragschichten sind die Verdichtbarkeit und das Setzungsverhalten sehr bedeutend. Dafür eignet sich Recyclinggranulat, das eine stetige, hohlraumarme Sieblinie

³ optimale Sieblinie (gute Packungsdichte)

innerhalb eines definierten Sieblinienbereichs aufweist. Aus ökologischer Sicht besitzt außerdem ein möglicher Stoffaustrag v. a. durch die den Baukörper durchsickernden Niederschlagswasser Relevanz. Die Löslichkeit von Inhaltsstoffen und deren Gewässerverträglichkeit ist daher ein wesentliches Kriterium für den Einsatz eines Materials (LECHNER et al 1994, Seite 17).

Bei der Verwertung als Zuschlagstoff für neue Betonbauteile muss berücksichtigt werden, dass der alte Zementstein Wasser aufnimmt, wenn er nicht vorher ausreichend befeuchtet wurde. Recyclinggranulate aus Beton absorbieren typischerweise 5 bis 10 % Wasser – feine Granulate nehmen mehr, grobe Granulate weniger Wasser auf (LECHNER, STARK 1993).

Bitumenreste aus Bitumenanstrichen (bis zu 1 Masse-%) verändern gemäß (LECHNER, STARK 1993, Seite 14) die Eigenschaften von Beton im Falle einer Verwertung der beschichteten Betonteile nicht, höhere bituminöse Anteile im Recyclingzuschlag können die Festigkeit des Betons aber vermindern, wie Untersuchungen zeigen (LECHNER et al. 1994, Seite 14). Den Zusammenhang Betondruckfestigkeit versus Bitumenanteil im Recyclingmaterial untersuchte FERGUS (1981). Größere bituminöse Betonanteile (ab ca. 20 %) führten demnach zu wesentlichen Festigkeitseinbußen (Tabelle 3)

Bituminöser Betonanteil an der Grobfraction	Bituminöser Betonanteil an der Feinfraction	Druckfestigkeit	Reduktion der Druckfestigkeit
Volumen-%	Volumen-%	N/mm ²	%
0	0	33,9	0
14,3	0	33,0	2,4
17,0	0	30,3	10,6
21,7	0	28,5	15,8
30,8	0	28,5	15,8
30,8	30,8	21,4	36,6
100	100	7,6	77,5

Tabelle 3: Betondruckfestigkeit und Bitumengehalt im Recyclingmaterial (nach FERGUS, 1981)

Mit Bitumenbahnen verklebte Betone werden von Recycling-Unternehmen i.d.R. nicht verwertet (mündliche Auskunft Baustoffrecyclingverband).

Probleme kann auch Chlorid, z.B. in Form von Calciumchlorid als Erstarrungsbeschleuniger oder aus der Salzstreuung des Winterdienstes, verursachen. Die hohen Mengen an freiem Chlorid, die dann im Recyclingbeton vorliegen, beschleunigen den Erstarrungsverlauf des frischen Betons. Die Einhaltung der Chlorid-Grenzwerte ist auch wichtig, zur Vermeidung von Korrosionserscheinungen an der Bewehrung.

Die Betone der IBO-Referenzdaten-Tabelle können entsprechend ihrem Recyclingverhalten in folgende Gruppen zusammengefasst werden.

Gruppe 1	Betondachstein, Betonpflasterstein	können wiederverwendet werden, stoffliche Verwertung wie Gruppe 3
Gruppe 2	Betonelemente (Betonhohldielendecke, Betonhohlkörper mit Aufbeton, Betonfertigteile)	können ev. wiederverwendet werden, stoffliche Verwertung wie Gruppe 3
Gruppe 3	Normalbeton, Stahlbeton, WU-Beton, Beton-drainagestein, Aufbeton, Füllbeton)	bei getrennter Sammlung stofflich sehr gut verwertbar, häufig aber mit anderen Schichten verklebt (Dämmstoffe, Fußbodenbeläge, etc.)
Gruppe 4	Leichtbeton mit mineralischen Zuschlägen	bei getrennter Sammlung stofflich gut verwertbar,

	Ziegelsplittbeton, Blähton-Leichtbeton)	unter Berücksichtigung des Leichtzuschlags
Gruppe 5	Magerbeton, Schütt und Stampfbeton	bei getrennter Sammlung stofflich gut verwertbar, geringer Zementgehalt
Gruppe 6	Estriche	werden wegen möglicher Zusatzstoffe und des hohen Feinanteils aus der Aufbereitung nur eingeschränkt verwertet.
Gruppe 7	Beton mit verklebten Bitumenbahnen (Schwarze Wanne, Betondecke für Flachdach)	werden stofflich nicht verwertet
Gruppe 8	Polystyrolbeton	Recycling erforderlich wegen fehlender Entsorgungsalternativen, muss von den anderen Betonen getrennt werden, kann dann wieder als Zuschlag für Polystyrolbeton eingesetzt werden.

Deponierung

Betone sind auf Inertabfall- oder Baurestmassendeponien ablagerbar. Als erste Option ist aber immer das Recycling zu sehen. Polystyrol-Beton darf wegen der hohen Zuschläge aus EPS (organisch) nicht ohne Vorbehandlung auf Deponien abgelagert werden.

3.4 Beton aus Sulfathüttenzement

Material

Sulfathüttenzement ist ein hydraulisches Bindemittel auf Basis von Hüttensand, welches durch sulfatische Zusätze angeregt wird und im Beton analog zu anderen Zementen verwendet werden kann. Hüttensand ist ein Nebenprodukt der Eisenerzschmelze mit hohem Reinheitsgrad, zur Herstellung ist kein Brennprozess erforderlich.

Recycling

Der Rückbau von Betonen mit dem Bindemittel Sulfathüttenzement erfolgt wie jener zementgebundener Betone. Sulfathüttenzement-Beton kann analog zum Zementbeton als Zuschlagstoff oder Schüttung rezykliert werden, wenn darauf geachtet wird, dass der vorgeschriebene SO₄-Grenzwert eingehalten wird.

Deponierung

Die Deponierung erfolgt als Betonabbruch auf Baurestmassendeponien. Im Rahmen der IBO-Produktprüfung wurde eine Eluatuntersuchung einer Probe eines Sulfathüttenzements durchgeführt (SLAGSTAR, 2008). Die Metall- und Halogengehalte im Eluat lagen - wenn überhaupt nachweisbar - dann weit unter den Grenzwerten für Baurestmassendeponien. Der Sulfatgehalt im Eluat unterschritt ebenfalls deutlich den Grenzwert.

Parameter	Eluatgehalt [Indikator 2008]	DepVO Baurestmassen
	mg/l	mg/kg
Arsen	< 0,005	0,75
Barium	0,47	20
Blei	< 0,001	2
Bor	< 0,01	30
Cadmium	< 0,0002	0,5
Chrom gesamt	0,015	2

Chrom VI	< 0,02	0,5
Kobalt	< 0,002	2
Kupfer	0,005	10
Nickel	0,005	2
Quecksilber	< 0,0002	0,05
Silber	< 0,001	1
Zink	< 0,05	20
Zinn	< 0,005	10
Ammonium	2,5	40
Chlorid	5	5000
Cyanid l.fr.	< 0,05	1
Fluorid	< 1	50
Nitrat	< 1	500
Nitrit	0,5	10
Phosphat	< 0,1	50
Sulfat	980	6000
<hr/>		
pH-Wert	9,34	6 – 13
TOC	390	500
EOX	< 1	3

Tabelle 4: Schadstoffanteile im Eluat eines Sulfathüttenzements (Slagstar, 2008)

3.5 Ziegel

Material

Ziegel werden aus einer formbaren Masse aus Ton, Lehm, Sand und Wasser hergestellt. Die Formlinge werden getrocknet und je nach gewünschtem Produkt bei 900 bis 1.200 °C gebrannt.

Ziegel werden als Dachziegel, Mauerziegel, statisch mitwirkende Ziegel für Decken und Wandtafeln, statisch nicht mitwirkende Ziegel für Decken und Tonhohlplatten sowie Hohlziegel hergestellt (ZWIENER, MÖTZL, 2006).

Recycling

Eine stoffliche Verwertung ist aus allen Ziegelabbrüchen mit großer stofflicher Homogenität (Ziegelanteil > 80 – 90%) möglich. Ziegelanteile > 80 % erreicht man bei Dacherneuerungsarbeiten, die eine relativ sortenreine Sammlung der gebrauchten Dachziegel ermöglichen, aber auch bei gut sortiertem Mauerwerkbruch. Herkömmlicher Ziegelschutt aus Mauerwerk enthält ca. 24 % Fremdanteile von Putzen und Mörteln. Diesen Wert reproduzieren auch die Gebäude-Massenbilanzen der vorliegenden Studie. Nach SCHEIBE und GRANDISSA (2003) ist Ziegelschutt mit Kalkmörtel einfach aufschließbar, durch den Betrieb einer kontinuierlich arbeitenden Versuchsanlage mit einer kombinierten Sturzsiebtrommel konnte eine Reinheit der Ziegel von 94 % erreicht werden. Ziegelschutt mit Zementmörtel konnte nicht ausreichend gereinigt werden.

Bestandteil	Anteile [M.-%]
Ziegel	31...79
Beton	1...27
Mörtel	14...49
Naturstein	2...24
Holz / Papier	0...0,3
Glas	0...0,5
Gips	0...5,2
Keramik	0,2...2,4
Sonstige Bestandteile	0...2,6

Tabelle 5: Stoffliche Zusammensetzung von Mauerwerkbruch

In der Aufbereitungsanlage wird der saubere Ziegelabbruch in ein gleichförmiges Material unterschiedlicher Korngröße hergestellt, das z.B. als Splittkornbereich für Dachbegrünungen, als Ziegelsplittzuschlag für die Betonherstellung, als Tennismehl oder als Zierkies eingesetzt werden kann (Tabelle 6).

Größenbereiche			
Mehl	Sand	Splitt	Schotter
Sportplatzbau Pflastersand		Terrazzoplatten und Dekorsteine Zierkies	
RC-Granulate	Dachbegrünung		
Rohstoff für Dämmstoffe Betonzusatz	Mörtelzusatz	Fertigwände (Hochbau)	
Landschafts- und Deponiebau, Verfüllmaterial, Wegebau			

Tabelle 6: Korngrößenspezifische Verwertung von Mauerwerkabbruch (nach Stark, Müller 2004)

Laut Auskunft des Baustoffrecyclingverbands kann ein Qualitätsbaustoff aus Ziegelsplitt hergestellt werden, unabhängig davon, ob es sich beim Ausgangsmaterial um Abbruch aus Vollziegel oder aus hochporosierten Hochlochziegeln handelt.

Gut erhaltene Dachziegel können problemlos wiederverwendet werden.

Deponierung

Die Deponierung erfolgt auf Inertabfall- oder Baurestmassendeponien. Als erste Option ist aber immer das Recycling zu sehen.

3.6 Porenbeton

Material

Porenbeton gehört zu den hydrothermal gehärteten (dampfgehärteten) Baustoffen. Chemisch gesehen besteht Porenbeton aus den Oxiden Kieselsäure, Calciumoxid und Aluminiumoxid sowie gebundenem Wasser, mineralisch gesehen besteht sein Feststoffskelett zu 50 – 80 M.-% aus Calciumsilikathydraten (CSH) und einem Anteil an Restquarz. Die Herstellung erfolgt aus Quarzsand oder anderen quarzhaltigen Zuschlagstoffen wie z.B. Hüttensand, ggf. Zusatzstoffen, Bindemittel, Treibmittel und Wasser

(Beispielrezeptur: 67 M.-% Quarzsand, 30 M.-% Zement und/oder Kalk, 2 M.-% Gips/Anhydrit, 0,1 M.-% Aluminiumpulver oder -paste). Neben den Primärrohstoffen enthält die Mischung auch sortenreines Recyclingmaterial aus der Produktion oder von der Baustelle. Für bewehrte Bauteile werden Bewehrungskörbe in einem angegliederten Prozess hergestellt. Die Bewehrung wird mit einem Korrosionsschutz aus Zementschlämme, Bitumenemulsionen oder -Dispensionslack versehen. Die fertigen Bewehrungskörbe werden vor dem Gießen in die Formen eingebaut. (ZWIENER, MÖTZL, 2006)

Recycling

Abbruch aus Porenbeton sollte für hochwertiges Recycling getrennt von den restlichen Baurestmassen gesammelt werden. Die stoffliche Verwertung von Abbruchmassen im Porenbetonwerk ist mehrfach im Kreislauf möglich. Beträgt der Anteil an mineralischen Fremdstoffen, wie Putz- und Mörtelresten, im aufbereiteten Porenbeton max. 10 M.-%, ist eine Zugabe bis zu 15 M.-% der Trockenrezeptur möglich.

In der Regel wird Porenbeton nach der Nutzung aber auf niedrigerem Niveau verwertet, z.B. als Granulat für Schüttungen oder als Sekundärrohstoff für Öl- und Flüssigkeitsbinder, Hygienestreu, Abdeckmaterial, Ölbinder, Klärschlammkonditionierung, etc. Von der MPA Bremen wurde in Zusammenarbeit mit der Hochschule Bremen ein Leichtmörtelstein aus Porenbetonbrechsanden entwickelt, der im Innenbereich als Wandbaustoff eingesetzt werden kann (HLAWATSCH, KROPP, 2008).

Deponierung

Der überwiegende Anteil von Porenbeton wird deponiert (HLAWATSCH, KROPP, 2008). Die Beseitigung kann auf Inertabfall- oder Baurestmassendeponien erfolgen.

3.7 Holzspan-Mantelsteine

Material

Holzspanmantelsteine sind Mantelsteine aus zementgebundenen Holzspänen, die auf der Baustelle mit Kernbeton verfüllt werden. Das Volumsverhältnis von Kernbeton zu Mantelbeton beträgt je nach Steintypen zwischen 0,5 und 1. Bestimmte Steintypen enthalten außerdem eine EPS-Dämmung bereits im Stein integriert.

Recycling

Der Abbruch aus Holzmantelsteinen sollte getrennt von den restlichen Baurestmassen gesammelt werden, um deren Rezyklierbarkeit nicht herabzusetzen.

Sortenreine Reste von Holzspan-Mantelsteinen, die bei der Errichtung auf der Baustelle anfallen, können in gemahlener Form der Neuproduktion zugeführt werden. Maximal können ca. 10 % der Rohmaterialien durch Schrot ersetzt werden. Ein Einsatz von Abbruchmaterial in der Produktion ist derzeit nicht bekannt. Andere Recyclingkonzepte (Einsatz von Schrot in produktfremden Prozessen) bzw. ein entsprechendes Umsetzungskonzept liegt ebenfalls nicht vor.

Deponierung

Gem. BGBl II, 49. Verordnung vom 23.01.2004 (Änderung der Deponieverordnung) wurden magnesit- und zementgebundene Holzwoolleleichtbauplatten sowie zementgebundener Holzspanbeton der Aufzählung in der Anlage 2 der Deponieverordnung DepVO BGBl 1996/164 angefügt und können somit trotz des hohen TOC-Gehalts auf Baurestmassendeponien beseitigt werden.

Die thermische Entsorgung von Holzbeton ist wegen des hohen Gehaltes an mineralischen Stoffen und der damit verbundenen geringen Brennbarkeit nicht sinnvoll.

3.8 Faserzement

Material

Faserzement ist ein Verbundwerkstoff aus mit Fasern armiertem Zement. Früher wurden hierzu Asbestfasern eingesetzt. Diese Produkte werden in der vorliegenden Studie nicht mehr betrachtet. Heute besteht Faserzement aus Portlandzement (ca. 65 M.-%), inerten Zusatzstoffen (z.B. Kalksteinmehl oder Hartbruch = Recyclingmaterial aus Faserzement), Kunststofffasern (ca. 2 M.-%), Cellulosefasern (ca. 6 M.-%) mit amorpher Kieselsäure umhüllt (ca. 8 M.-%) und Pigmenten sowie einer Beschichtung aus wässriger Dispersion. Faserzementplatten eignen sich als Fassaden- sowie als Dachplatten.

Recycling

Ein zerstörungsfreier Rückbau ist bei sehr gut erhaltenen Fassaden oder Dächern ev. mit wirtschaftlich vertretbarem Aufwand möglich, wird in der Regel aber nicht durchgeführt. Sortenreine Abfälle von Faserzementtafeln können aufgemahlen als Zusatzstoff bei der Herstellung von Faserzement-Wellplatten wiederverwertet werden. Solche hochwertigen Verwertungskonzepte für PC-Faserzement-Abfälle sind der Autorin allerdings nicht bekannt. Bei kleinen Mengen im mineralischen Mischabbruch behindert Faserzement trotz der organischen Bestandteile dessen Verwertbarkeit als Füll- oder Schüttmaterial nicht.

Deponierung

Die Deponierung von Faserzementplatten der neuen Generation erfolgt auf Baurestmassendeponien. Nach derzeitigem Kenntnisstand führen organische Bestandteile, die in eine überwiegend mineralische (gesteinsähnliche) Matrix eingebunden sind, i.d.R. kaum zu relevanten Emissionen. Dies ergab auch die Eluatanalyse eines Herstellers im Rahmen einer Umweltproduktdeklaration (WECOBIS 2009).

3.9 Ungebrannter Lehm

Material

Lehm ist ein aus Ton, Kies, Sand und Schluff (feiner Sand) bestehendes Verwitterungsprodukt. Der Ton im Lehm bildet das Bindemittel, der Sandanteil den Füllstoff. Fetter Lehm enthält viel Ton, magerer mehr sandige Bestandteile. Für verschiedene Zwecke

wird der Lehm mit unterschiedlichen Materialien (Sand, Kies, organische Faserstoffe) abgemischt (ZWIENER, MÖTZL, 2006).

Im modernen Hausbau findet Lehm am ehesten in Form von Lehmputzen oder Lehmplatten, allenfalls als Lehmsteine Verwendung.

Recycling

Da kein Brennvorgang stattfand, kann die Tonbindung durch Neuansetzen mit Wasser wieder rückgebildet werden. Alle „echten“ Lehmbaumstoffe sind daher wiederverwertbar und verursachen kein Problem in der Beseitigung (je nach Bestandteilen organischer Zusatzstoffe auf Baurestmassen-, Massenabfalldeponien oder Kompostieranlagen). Mit Kunststoffen oder anderen Bindemitteln versetzte Lehmbaumstoffe können nicht verwertet werden. Lehmputze können als einzige Putzart wieder als Putz verwertet werden. Der Putz kann von der Wand abgeschlagen und -gewaschen, aufbereitet und wieder aufgetragen werden.

Deponierung

Bei Baustoffen aus Leichtlehm kann der TOC-Gehalt über 5 M.-% betragen. In diesem Fall ist eine Deponierung erst nach vorheriger Aufbereitung erlaubt.

Alle anderen Lehmbaumstoffe können auf Baurestmassen- oder Massenabfalldeponien abgelagert werden.

3.10 Gipsbaustoffe

Material

Gips ist chemisch gesehen Calciumsulfat, das in verschiedenen Hydratstufen in Bindung mit oder auch ohne Kristallwasser vorliegen kann. Natürlich kommt Gips als Gipsstein (Calciumsulfat-Dihydrat) und in der kristallwasserfreien Form als Anhydrit vor. Gips und Anhydrit fallen außerdem in großen Mengen als industrielle Nebenprodukte an. Im deutschen Sprachgebiet werden sowohl die natürlich vorkommenden Gipssteine Dihydrat und Anhydrit als auch die synthetisch erzeugten Produkte mit „Gips“ bezeichnet, ebenso die beim Brennen dieser Ausgangsstoffe entstehenden Erzeugnisse (ZWIENER, MÖTZL, 2006).

Gips wird zur Herstellung von Stuckgips, Gipsputzmörteln und Gipsputzmassen, Gipsplatten und -formsteinen verwendet. Anhydrit findet in Calciumsulfatestrichen breite Anwendung.

Gipsputze bestehen vor allem aus Gips (Stuckgips oder Putzgips). Als Zuschlag kann Sand hinzugefügt werden. Häufig erfolgt eine Anwendung gemeinsam mit Kalk als Bindemittel (Gipskalk- bzw. Kalkgipsputz).

Gipsputzmassen bestehen aus Gips und Stellmitteln aus Kunststoffen. Sie werden zum Glätten, Ausfüllen und Reparieren von Rissen, Löchern und Unebenheiten hauptsächlich im Innenbereich verwendet.

Zu den Gipsbauplatten zählen Gips(karton)platten, Gipsfaserplatten und Gipsgebundene Spanplatten.

Gipsfaserplatten bestehen aus einem Gemisch aus Gips und Cellulosefasern (aus Altpapier).

Gipsgebundene Spanplatten gehören zu den anorganisch-gebundenen Holzwerkstoffen und werden dort behandelt (siehe „Baustoffe aus nachwachsenden Rohstoffen“).

Gipskartonplatten sind Bauplatten aus Gips, deren Flächen und Längskanten mit einem festhaftenden Karton versehen sind. Die Feuerschutz-Gipskartonplatten (GKF) enthält zur Verbesserung des Brandschutzes Glasfasern. Gegen Feuchtigkeit werden Gipskartonplatten z.B. mit Silikonverbindungen imprägniert (GKBI bzw. GKFI). Spezielle PCM-Gipskartonplatten für erhöhten Überhitzungsschutz in Gebäuden enthalten 20 bis 40 % Paraffin (PCM = Phase-Change Material).

Häufig kommen auch Gipskarton- oder Gipsfaser-Verbundplatten zur Anwendung. Das sind Gipsbauplatten, die bereits werkseitig mit Dämmstoffen wie EPS-Dämmplatten, Mineralwolle-Dämmstoffen oder Polyurethan-Hartschaum verklebt wurden. Die Dämmschicht ist 20 - 60 mm dick. Diese Verbundplatten sind problematisch in der Entsorgung (schlecht recycelbar, nur mit Mineralwolleplatten deponierbar).

Gips-Wandbauplatten („Gipsdielen“) sind Vollgips-Wandbauelemente für nicht-tragende Trennwände zwischen Räumen. Sie bestehen aus Stuckgips, Reagips oder Chemiegips mit geringen Mengen an Zusatzstoffen. Je nach Anwendungsgebiet können außerdem Fasern, mineralische Zuschläge oder Füllstoffe zugegeben werden. Der Klebegips und die Klebespachtel bestehen in der Regel ebenfalls aus Gips mit Andicker- und Verzögerer-Zusatz.

Anhydritestriche werden aus Anhydritbinder, Zuschlag (Quarzsand, Kalkstein oder Naturanhydrit) und Zusatzmittel (Fließmittel, Porenbildner) hergestellt. Das Mischungsverhältnis von Anhydrit zu Sand beträgt ca. 1:3 (ZWIENER, MÖTZL, 2006).

Recycling

Gips schränkt die Recyclingmöglichkeiten anderer mineralischer Baurestmassen ein, da die Sulfate im Recyclingzuschlag die Betonqualität negativ beeinflussen. Sie führen bei Betonen und Zementen zur Bildung von Ettringit, einem voluminösen mineralischen Kristall. Das "Treiben" führt zu Lockerung und zur Zerstörung des Betongefüges. In der Richtlinie für Recycling-Baustoffe des BRV (2009) wird daher der Sulfatgehalt für Recyclingmaterialien begrenzt.

Infolge ihrer Feuchteempfindlichkeit, den damit verbundenen Festigkeitsschwankungen sowie der Volumenunbeständigkeit (wegen der Sulfatreaktionen) sind mit Gips verunreinigte Baurestmassen auch nur bedingt als Schüttmaterial verwertbar.

Gipsprodukte sollten daher getrennt von den restlichen mineralischen Abbruchmaterialien gesammelt werden.

Gipsputze und Gipsspachtel müssen in Aufbereitungsanlagen durch Mahlen und Windklassieren von den Recyclingbaustoffen getrennt werden (z.B. Korngröße 16 - 32 mm / kein nennenswerter Gipsanteil, Korngröße 8 - 16 mm / geringer Gipsanteil).

Verwertungsmöglichkeiten für die gipsreiche Restfraktion bestehen ev. bei Rekultivierungsmaßnahmen im Gipsbergbau, als Erstarrungsregler in der Zementindustrie (hohe Reinheit erforderlich) oder als Schwefeldünger für Komposte. Die Regel ist aber die Deponierung.

Bei der üblichen Einbausituation ist von einer Wiederverwendung der **Gipsbauplatten** nicht auszugehen, Gipsbauplatten können aber im Gegensatz zu Gipsputzen und -spachteln sortenrein rückgebaut und einem stofflichen Recycling zugeführt werden. In Aufbereitungsanlagen können **Gipskartonplatten** zerkleinert und zermahlen werden, der Karton wird mechanisch vom Gips abgetrennt und abgesaugt.

Ausreichend reiner Gips kann vollwertig und ohne wesentlichen Verlust an bautechnischer Leistungsfähigkeit recycelt und mehrfach verwendet werden, da der Erhärtungsprozess reversibel ist und Gips durch thermische Behandlung seine ursprüngliche Reaktionsfähigkeit mit Wasser wieder erlangt (LFUBAYERN 2007). Der Altgips kann zusammen mit dem Rohgips auf 150°C erhitzt und unter Wasserabspaltung zu Stückgips gewandelt werden. Organisches Material, das bei unter 150 °C ausbrennt, wird durch den Kalzinationsprozess entfernt, Mörtel und Spachtelmassen auf Gipsbasis stören im Recyclingprozess nicht (LFUBAYERN 2007).

In der Praxis findet in Österreich aus unterschiedlichsten Gründen dennoch kein Recycling von PC-Gipsprodukten statt:

- Die Entsorgungskosten für Gipskartonplatten sind höher als die Entsorgungskosten von gemischtem Bauschutt, sie werden daher häufig nicht getrennt gesammelt.
- Aber auch bei getrennt gesammelten Gipskartonplatten aus dem Abbruch besteht das Problem, dass Rückstände von Tapeten, Verschraubungen, verklebte Holzteile etc. an den Platten haften. Um die Platten aus dem Abbruch verwerten zu können, dürfen sie aber nur zu einem geringen Teil verschmutzt sein (max. 5%). Auch der Feuchtegehalt der Platten ist sehr unterschiedlich (von nass bis trocken, abhängig von Containerstandort auf der Baustelle bzw. vom Wetter während der Abbruchzeit).
- Bisher fielen noch keine ausreichenden Mengen an, um ein Rücknahmesystem zu organisieren und das Recycling-Verfahren rentabel einsetzen zu können.
- Selbst reine Gipskartonplattenabfälle könnten nach Schätzungen der österreichischen Plattenindustrien nur bis ca. 5% der Rohgipsmenge zugegeben werden (SUNDL, 2005).
- Die betriebseigenen Recyclinganlagen der Gipskartonplattenindustrie verfügt nicht über die notwendigen Kapazitäten.
- Ein Bedarf an Recycling-Gips ist zurzeit nicht gegeben: Aufgrund der großen Anzahl an natürlichen Ressourcen und dem sich daraus ergebenden geringen Preis für den Abbau von Rohgips, ist der Anreiz zu Rezyklieren für die Hersteller gering (SUNDL, 2005).
- Des Weiteren ist der Reinheitsgrad des derzeit eingesetzten Naturgipses zu gering um weitere Verunreinigungen durch den Recyclinggips tolerieren zu können. Je reiner der Rohgips, desto mehr Toleranz wird in Bezug auf die Verunreinigung beim Recycling-Gips gegeben sein (SUNDL, 2005).

In Österreich (und in Deutschland) findet daher nur werksinterne Kreislaufführung von Produktionsabfällen und – in sehr kleinem Maßstab – Recycling von Verschnittmengen der eigenen Produkte statt (in Summe ca. 3 % Anteil an der Gipsplattenproduktion nach SUNDL, 2005). Während man hierzulande also noch am Anfang des industriellen Recyclings von Gipsplatten aus dem Abbruch steht – erst 2008 wurde der Abfallwirtschaftspreis „Phönix – Einfall statt Abfall“ für ein Gipskartonplatten-Recyclingkonzept vergeben – werden in anderen

europäischen Ländern wie Dänemark, Schweden, Niederlande oder der Schweiz seit mehreren Jahren in Gipsrecyclinganlagen auch Abbruchmaterialien zu hochwertigem Recyclinggips aufbereiten⁴.

Bei PCM-Gipskartonplatten ist aufgrund des hohen Paraffin-Gehalts davon auszugehen, dass sie eine Verunreinigung der restlichen Fraktion der Gipskartonplatten darstellen und daher die potenzielle Rezyklierbarkeit von Gipskartonplatten beeinträchtigen. Solche Materialien sollten daher durch spezielle Farbgebung eindeutig gekennzeichnet werden. Der Einfluss von Feuerschutzplatten auf die Rezyklierbarkeit einer PC-Gipskartonplatten-Fraktion konnte im Rahmen der Studie nicht geklärt werden.

Deponierung

Gemäß Deponieverordnung dürfen Baustoffe aus Gips ohne analytische Untersuchung für die grundlegende Charakterisierung auf Baurestmassen- oder Massenabfalldeponie abgelagert werden. Gipsputze oder Spachtelmassen fallen in der Regel ohnehin zusammen mit anderen Baurestmassen an.

In der Praxis zählen Baurestmassen bei Verunreinigung mit Gipsen nicht mehr als „reiner Bauschutt“ und es fallen höhere Entsorgungskosten an. Die höheren Kosten für Gipsabfälle verursachen, dass der überwiegende Teil an Gipsplatten der Deponie „versteckt im Bauschutt“ übergeben wird (SUNDL, 2005).

Unter optimalen Bedingungen ist Trockenbaumaterial aus Gips ein relativ stabiles Material. Auf Ablagerungsplätzen kann Gips jedoch unter bestimmten Bedingungen toxische Gase und Sickerflüssigkeiten entwickeln. Mit biologisch abbaubaren Substanzen (auf Baurestmassen nicht erlaubt) kann es bei der Gipsablagerung zu chemischen Reaktionen kommen, die zur Schwefelwasserstoffbildung führt (Gestank nach faulen Eiern). Außerdem kann es im Deponiekörper zum Sulfattreiben kommen, bei dem Schwermetallionen anderer auf der Deponie abgelagerter Baustoffe durch die Sulfationen des Gipses herausgelöst werden und so ins Sickerwasser gelangen (SUNDL, 2005). Die Schwefelwasserstoffbildung sollte in Baurestmassen oder Massenabfalldeponien kein Problem mehr darstellen, da die Deponierung von organischen Substanzen weitestgehend unterbunden wird.

Nach Berechnungen von SUNDL (2005) beträgt die Entsorgungsgebühr für Gipskartonplattenabfälle mindestens 40 % des Einkaufspreises.

Entsorgung in Zahlen

Der Gipsverbrauch im Bauwesen ist in den letzten Jahren stark gestiegen. Die PC-Abfälle an Gipsplatten werden daher laufend zunehmen. Nach (LFUBAYERN 2007) ist ab ca. 2035 mit einer Stagnation der anfallenden PC-Abfälle zu rechnen. Tabelle 7 zeigt die Mengenabschätzung für die Entwicklung des Gipsplattenabfalls von 1974 bis 2034 in Deutschland. Eine vergleichbare Entwicklung ist auch in Österreich zu erwarten.

⁴ z.B. Gips Recycling A/S, <http://www.gypsumrecycling.biz/> ist aktiv in Dänemark, Schweden, Norwegen, Niederlande, Großbritannien und Irland; Redox Recycling Technology, www.redox.nl/index.php?id=4083; GR Gips-Recycling AG, www.gips-recycling.ch.

Jahr	Verschnitt (t)	Rückbau (t)	Summe Abfälle (t)	Bestand (t)
1974	20'000	--	20'000	2'400'000
1984	30'000	30'000	60'000	7'620'000
1994	50'000	110'000	160'000	14'590'000
2004	80'000	260'000	340'000	27'750'000
2014	80'000	510'000	590'000	38'890'000
2024	80'000	800'000	880'000	47'190'000
2034	80'000	1'070'000	1'150'000	52'720'000

Tabelle 7: Mengenabschätzung von Verschnitt (Annahme 5 %), Rückbau (Annahme 30 bis 50 Jahre Lebensdauer), Abfälle gesamt und Bestand an Gipsplatten im Baubereich in Deutschland von 1974 bis 2034 (LFUBAYERN 2007)

In Österreich und Deutschland kann derzeit von 0 % Postconsumer-Recycling ausgegangen werden.

3.11 Putze und -mörtel aus Kalk oder Zement

In der Regel kein sortenreiner Abbruch, Putze und Mörtel aus Kalk oder Zement fallen in Verbindung mit anderen mineralischen Baustoffen zur stofflichen Verwertung an. Die Deponierung erfolgt auf Inertabfall- oder Baurestmassendeponie.

3.12 Kies, Sand

Material

Kiese sind natürliche Gesteine der Korngröße 4 bis 32 mm. Über 32 mm spricht man von Grobkies bzw. Schotter, unter 4 mm von Sand. Die mineralische Zusammensetzung des Ausgangsmaterials und das Ausmaß seiner Verwitterung bestimmen in erster Linie, welche Minerale in den Kiesfraktionen enthalten sind.

Recycling

Ungebundener Kies oder Sand kann einfach ausgebaut und wiederverwendet werden. Kiese und Sande haben aus entsorgungstechnischer Sicht aber auch noch eine zweite Bedeutung: Sie können einfach durch Recyclingmaterialien aus Baurestmassen ersetzt werden.

Mit Zement gebundener Kies kann wie Betonabbruch verwertet werden.

Deponierung

Die Deponierung erfolgt auf Baurestmassen- oder Inertabfalldeponien. Als erste Option sollte immer das Recycling stehen.

3.13 Zusammenfassung

Allgemeines

Mineralische Baustoffe stellen den mit Abstand größten Massenanteil im Gebäude dar. Das Recycling von Baurestmassen bietet unbestreitbare Vorteile wie

- Reduktion der abzulagernden Reststoffe,
- Geringerer Verbrauch von Deponievolumen,
- Schonung der natürlich vorkommenden Primärmaterialien,
- Vermeidung von Transporten
- Landschaftsschutz durch geringere Materialentnahme und verbesserter Grundwasserschutz.

Prinzipiell ist eine Wiederverwendung von mineralischen Bauteilen (z.B. von Betonfertigteilen) möglich, in der Regel ist jedoch von einer stofflichen Verwertung auszugehen. Dabei werden die mineralischen Baurestmassen in mobilen oder stationären Aufbereitungsanlagen zerkleinert und je nach Stoffzusammensetzung und Korngrößenverteilung als Kies-, Sand- oder Mehlersatz für die unterschiedlichsten Anwendungen verwertet. Qualitätskriterien für Recyclingbaustoffe werden vom Österreichischen Baustoffrecyclingverband (BRV) definiert.

Den Daten des BAWP (2006) und den Zielen der revidierten Abfallrahmenrichtlinie der EU ist zu entnehmen, dass eine Verwertungsquote von 70 % für Baurestmassen insgesamt realistisch ist. Die Verwertbarkeit einer konkreten Fraktion hängt aber von der stofflichen Qualität des Inputs ab. Für ein erfolgreiches Recycling von Baurestmassen ist daher die bestmögliche Trennung beim Abbruch auf der Baustelle notwendig.

Die meisten massiven mineralischen Baustoffe verhalten sich auf der Deponie inert und erfüllen die Anforderungen für Inertabfall- oder Baurestmassendeponie.

Eine gezielte Zuführung von mineralischen Baurestmassen in die Abfallverbrennung macht wegen der fehlenden Brennbarkeit und Kapazitätsbindung keinen Sinn. Mineralische Baustoffe, die als Verunreinigungen in die Abfallverbrennungsanlage gelangen, verbleiben in der Schlacke.

Betone

Die Betone der IBO-Referenzdaten-Tabelle können entsprechend ihrem Recyclingverhalten in folgende Gruppen zusammengefasst werden.

Gruppe 1	Betondachstein, Betonpflasterstein	können wiederverwendet werden, stoffliche Verwertung wie Gruppe 3
Gruppe 2	Betonelemente (Betonhohldielendecke, Betonhohlkörper mit Aufbeton, Betonfertigteile)	können ev. wiederverwendet werden, stoffliche Verwertung wie Gruppe 3
Gruppe 3	Normalbeton, Stahlbeton, WU-Beton, Betondrainagestein, Aufbeton, Füllbeton)	bei getrennter Sammlung stofflich sehr gut verwertbar, häufig aber mit anderen Schichten verklebt (Dämmstoffe, Fußbodenbeläge, etc.)
Gruppe 4	Leichtbeton mit mineralischen Zuschlägen (Ziegelsplittbeton, Blähton-Leichtbeton)	bei getrennter Sammlung stofflich gut verwertbar, unter Berücksichtigung des Leichtzuschlags
Gruppe 5	Magerbeton, Schütt und Stampfbeton	bei getrennter Sammlung stofflich gut verwertbar, geringer Zementgehalt

Gruppe 6	Estriche	werden wegen möglicher Zusatzstoffe und des hohen Feinanteils aus der Aufbereitung nur eingeschränkt verwertet.
Gruppe 7	Beton mit verklebten Bitumenbahnen (Schwarze Wanne, Betondecke für Flachdach)	werden stofflich nicht verwertet
Gruppe 8	Polystyrolbeton	Recycling erforderlich wegen fehlender Entsorgungsalternativen, muss von den anderen Betonen getrennt werden, kann dann wieder als Zuschlag für Polystyrolbeton eingesetzt werden.

Ziegel

Gut erhaltene Dachziegel können wiederverwendet werden. Ziegelabbrüche mit großer stofflicher Homogenität (Ziegelanteil > 80 – 90%) können stofflich verwertet werden. Ziegelanteile > 80 % erreicht man bei Dacherneuerungsarbeiten, die eine relativ sortenreine Sammlung der gebrauchten Dachziegel ermöglichen, aber auch bei gut sortiertem Mauerwerkbruch. Herkömmlicher Ziegelschutt aus Mauerwerk enthält ca. 24 % Fremddanteile von Putzen und Mörteln. Nach SCHEIBE und GRANDISSA (2003) ist Ziegelschutt mit Kalkmörtel leicht aufschließbar, durch den Betrieb einer kontinuierlich arbeitenden Versuchsanlage mit einer kombinierten Sturzsiebtrommel konnte eine Reinheit der Ziegel von 94 % erreicht werden. Ziegelschutt mit Zementmörtel konnte nicht ausreichend gereinigt werden.

Porenbeton

Die stoffliche Verwertung von Abbruchmassen im Porenbetonwerk ist mehrfach im Kreislauf möglich. Beträgt der Anteil an mineralischen Fremdstoffen, wie Putz- und Mörtelresten, im aufbereiteten Porenbeton max. 10 M.-%, ist eine Zugabe bis zu 15 M.-% der Trockenrezeptur möglich. Für dieses hochwertige Recycling ist aber eine getrennte Sammlung erforderlich. In der Regel wird Porenbeton daher nach der Nutzung deponiert oder auf niedrigerem Niveau verwertet.

Holzspan-Mantelsteine

Eine Verwertung von Abbruchmaterial in der Produktion ist derzeit nicht bekannt. In Österreich ist mit Hilfe einer Ausnahmeregelung eine Deponierung auf Baurestmassendeponie zulässig. Die thermische Entsorgung von Holzbeton ist wegen des hohen Gehaltes an mineralischen Stoffen und der damit verbundenen geringen Brennbarkeit nicht sinnvoll.

Faserzement

Ein zerstörungsfreier Rückbau ist bei sehr gut erhaltenen Fassaden oder Dächern ev. mit wirtschaftlich vertretbarem Aufwand möglich, wird in der Regel aber nicht durchgeführt. Stoffliche Verwertungskonzepte für Faserzement sind der Autorin nicht bekannt. Die Deponierung von Faserzementplatten der neuen Generation erfolgt auf Baurestmassendeponien.

Ungebrannter Lehm

Da kein Brennvorgang stattfand, kann die Tonbindung durch Neuansetzen mit Wasser immer wieder rückgebildet werden. Alle „echten“ Lehmbaustoffe sind daher wiederverwertbar

und verursachen kein Problem in der Beseitigung (je nach Bestandteilen organischer Zusatzstoffe auf Baurestmassen-, Massenabfalldeponien oder Kompostieranlagen). Mit Kunststoffen oder anderen Bindemitteln versetzte Lehmbaustoffe können nicht verwertet werden. Bei Baustoffen aus Leichtlehm kann der TOC-Gehalt über 5 M.-% betragen. In diesem Fall ist eine Deponierung erst nach vorheriger Aufbereitung erlaubt. Alle anderen Lehmbaustoffe können auf Inertabfall, Baurestmassen- oder Massenabfalldeponien abgelagert werden.

Gipsbaustoffe

Gips wird zur Herstellung von Stuckgips, Gipsputzmörteln und Gipsspachtelmassen, Gipsplatten und -formsteinen verwendet. Anhydrit findet in Calciumsulfatestrichen breite Anwendung.

Die Entsorgung von Gipsbaustoffen berührt eine Reihe von Problemkreisen, wie

- die Problematik der Sulfat- und Schwermetallbelastung des Sickerwassers auf der Deponie,
- den stark steigenden Verbrauch von Gipsbaustoffen,
- das zunehmende Problem bei der Aufschließung natürlicher Gipsvorkommen.
- die Einschränkung der Recyclingmöglichkeiten von Baurestmassen durch den Sulfatgehalt.

Gipsputze und Gipsspachtel müssen in Aufbereitungsanlagen durch mechanische Verfahren von den Recyclingbaustoffen getrennt werden. Die gipsreiche Fraktion wird in der Regel deponiert.

Bei der üblichen Einbausituation ist von einer Wiederverwendung von Gipsbauplatten nicht auszugehen, Gipsbauplatten können aber im Gegensatz zu Gipsputzen und -spachteln sortenrein rückgebaut und einem stofflichen Recycling zugeführt werden. In Aufbereitungsanlagen können Gipskartonplatten zerkleinert und zermahlen werden, der Karton wird mechanisch vom Gips abgetrennt und abgesaugt. Dieses Verfahren wird für Neumaterialien und Verschnitte bereits angewandt. In der Praxis findet in Österreich aus unterschiedlichsten Gründen dennoch kein Recycling von PC-Gipsprodukten statt.

Putze und –mörtel aus Kalk oder Zement

Putze und Mörtel aus Kalk oder Zement fallen in Verbindung mit anderen mineralischen Baustoffen zur stofflichen Verwertung an.

Kies, Sand

Ungebundener Kies oder Sand kann einfach ausgebaut und wiederverwendet werden. Kiese und Sande haben aus entsorgungstechnischer Sicht aber auch noch eine zweite Bedeutung: Sie können einfach durch Recyclingmaterialien aus Baurestmassen ersetzt werden. Mit Zement gebundener Kies kann wie Betonabbruch verwertet werden.

4. Metalle

4.1 Vorbemerkungen

Die Verwertung von Altmetallen hat eine lange Tradition. Schon seit mehr als hundert Jahren wird mit Schrott und Alteisen gehandelt. Kupferrecycling ist bereits aus der Antike bekannt. Dementsprechend bekannt und eingefahren sind die Verwertungswege für Altmetalle (WU-WIEN, 2008).

Metalle können theoretisch unendlich oft recycelt werden. Wichtige Voraussetzung für die Gewinnung eines wertvollen Rohstoffs aus Metallschrott ist die sortenreine Trennung. Im Bauwesen gibt es dafür zwei Motivationen:

1. Der hohe Handelswert: Metalle wie Kupfer, Aluminium oder Zink haben im neuen Jahrhundert eine enorme Preissteigerung erlebt. Dies betrifft nicht nur Primärmetalle, sondern auch Recyclingmetalle. Recyclingmetalle haben von jeher einen Handelswert besessen, mittlerweile liegt er bei Metallen wie Kupfer oder Aluminium in der Größenordnung des Handelswertes von Primärmetallen.⁵
2. Die gesetzlichen Rahmenbedingungen: Die Deponieverordnung schreibt vor, dass Metalle in mineralischen Baurestmassen, die deponiert werden, zu max. 10 Volumsprozent enthalten sein dürfen. Gemäß Baurestmassentrennverordnung ist eine getrennte Sammlung von Metallen ab einer Menge von 2 Tonnen verpflichtend.

Die Altmetalle werden entweder vor Ort getrennt gesammelt oder in Sortieranlagen aus den Baumixmulden gezogen. In Shredderanlagen können Eisen- und Nichteisen-Metalle über Magnetabscheider getrennt werden. Die Nichteisenmetalle können in spezialisierten Metalltrennanlagen (z.B. in Österreich Fa. Metran) weiter getrennt werden. Unterschiedliche Materialdichten, Leitfähigkeiten und Farben werden dort genutzt, um Buntmetalle wie Aluminium, Kupfer oder Zink sortenrein für die Metallhütten zu trennen (BMBWK, 2002).

Metalle – v.a. Kleinteile können in der Mulde für brennbare Baustellenabfälle und so als Verunreinigungen in der Abfallverbrennungsanlage landen. Beim Verbrennungsprozess werden Eisen, Aluminium, Kupfer und Zink, die zunächst überwiegend in metallischer Form vorliegen, zum Teil in Oxide, Sulfide oder Chloride übergeführt oder sie schmelzen auf. Die geschmolzenen Metalle bilden Schlieren und werden entweder in die ansinternde (aufbrechende) Aluminosilikatmatrix eingebunden oder im Rauchgas suspendiert. Die niedrig schmelzenden Chloride und metallorganischen Verbindungen gehen bevorzugt ins Rauchgas. Verbrennungsschlacken und Bettaschen bestehen hauptsächlich aus Calcium- und Eisenoxiden sowie aus Aluminosilikatverbindungen und schwer flüchtigen Metallen.

⁵ In Folge der Wirtschaftskrise 2008/2009 gerieten die NE-Metalle, insbesondere Aluminium, unter Druck. Ursache sind die nachgelassene Nachfrage und – damit verbunden – ein deutlicher Angebotsüberhang und steigende Lagerbestände. Es wird erwartet, dass sich die NE-Metallpreise gegen Jahresende 2009 wieder erholen (z.B. Analyse der DZ Bank) könnten. Für Edelstahl sind im März 2009 nach wie vor fallende Preise zu erwarten, obwohl die Lagerbestände bereits sehr niedrig seien. Laut DZ-Bank könnte dies bei Erholung der Weltwirtschaft zu rasch steigenden Edelstahlpreisen führen (RECYCLINGMAGAZIN, 2009).

Daneben können noch größere Metallstücke aus dem eingesetzten Abfall und unverbranntes organisches Material gefunden werden (WINTER et al, 2005).

Nach dem Gang durch die Müllverbrennungsanlage bleiben etwa 20 Prozent der Abfälle als mineralische Schlacke zurück. MVA-Schlacken werden auf sog. Reststoffdeponien abgelagert. In Österreich findet de facto keine Verwertung von MVA Schlacke statt (LECHNER 2008). Gründe dafür sind das derzeit noch „ausreichende“ Deponievolumen und die landläufige Meinung, dass MVA-Schlacke inert ist. Aus den Angaben von österreichischen Deponiebetreibern über die freien Kapazitäten geht aber hervor, dass das für das direkte Ablagern von Müllverbrennungsschlacken genehmigte Deponievolumen voraussichtlich in den Jahren 2015 bis 2020 erschöpft sein wird. Lösungen zur Verwertung sind daher jetzt schon anzudenken.

Alternativen zur direkten Ablagerung sind Verwertung als Ersatzbaustoff oder Ablagerung in vorbehandelter Form (mech. Aufbereitung, Wäsche, Verwitterung). Ein weiterer Ansatz ist, die entsorgungstechnisch problematischen, aber wertvollen Metalle aus der MVA-Schlacke – sie enthalten bis zu 10 % verwertbare Metalle, v. a. Eisen, Aluminium, Kupfer und Messing (FRITZE, JORDI, 2008) – rückzugewinnen. Erste Initiativen in Österreich im Bereich der MVA Schlacken- und Metallverwertung wurden gestartet. Beim Rückbau der Schlackedeponie Wels (AVE) wird versucht FE- & NFE-Metalle rückzugewinnen. Beim Rückbau der Schlackedeponie St. Valentin (NUA) werden Eisenmetalle gewonnen und die Rest-Schlacke wieder eingebaut. Beim Rückbau der Schlackedeponie Eisenerz (RMVG) werden FE- & NFE-Metalle gewonnen und ein Konzept zur Verwertung der Schlacke als Betonzuschlag erarbeitet.

Auch die Flugasche enthält adsorbierte flüchtige Metalle, die Konzentration einiger Schwermetalle (Pb, Zn, Cd) ist sogar höher als in der Schlacke. In der Schweiz wurde ein Versuch mit einem Trockenaustrag in der Kehrichtverwertung Zürcher Oberland KEZO Hinwil ZH durchgeführt⁶. Als Folge der in den Ofen einziehenden Luft wird ein Teil der Schwermetallfracht von der Schlacke in die Filterasche verschoben, deren Masse sich dadurch um bis zu 50 Prozent erhöht. Die verbleibende Grobfraction enthält im Vergleich zu den nass ausgetragenen KVA-Rückständen geringere Mengen an problematischen und auswaschbaren Schadstoffen wie Zink, Kupfer, Blei und Cadmium. Wird die Filterasche sauer gewaschen, können auf diese Weise auch die dort gebundenen Schwermetalle abgeschieden und verwertet werden (FRITZE, JORDI, 2008).

Der Schwermetalleintrag in den städtischen Restmüll wird in folgender Tabelle am Beispiel Wien dargestellt.

⁶ In den meisten KVA passieren die festen Verbrennungsrückstände einen mit Wasser gefüllten Siphon, verklumpen dadurch und müssen für Metallrecycling in einem eigenen Arbeitsschritt mit Backenbrechern gemahlen werden.

Element	Relevante Fraktionen
Al	Metalle (57 %), mineralische Bestandteile (25 %), Papier und Pappe (6 %)
FE	Metalle (61 %), Problemstoffe (20 %), Elektro-/Elektronikschrott (10 %), mineralische Bestandteile (5 %)
Pb	Problemstoffe (45 %), mineralische Bestandteile (24 %), Elektro-/Elektronikschrott (9 %), Glas (8 %)
Cu	Elektro-/Elektronikschrott (50 %), Metalle (32 %), Problemstoffe (7 %)
Zn	Metalle (49 %), mineralische Bestandteile (10 %), Problemstoffe (10 %), sonstige Verbundstoffe (5 %), Elektro-/Elektronikschrott (5 %)
Cd	Elektro-/Elektronikschrott (33 %), Problemstoffe (22 %), mineralische Bestandteile (18 %), Kunststoffe (Körper+Folien) (5 %), sonstige Kunststoffe (5 %)
Hg	Problemstoffe (85 %)
Cr	Metalle (88 %), Problemstoffe (6 %)
As	Glas (28 %), Problemstoffe (24 %), mineralische Bestandteile (12 %), Biomaterial (12 %), Papier und Pappe (7 %)

Tabelle 8: Herkunft von Aluminium, Eisen und Schwermetallen im Wiener Restmüll (2003/04), nach (MORF und TAVERNA 2006)

4.2 Aluminium

Material

Aluminium ist das dritthäufigste Element in der Erdkruste und mengenmäßig das bei weitem wichtigste Nichteisen-Metall. Aluminium wird in den meisten Anwendungen in Form von Legierungen verwendet. Es werden zwei unterschiedliche Werkstoffgruppen differenziert: die Guss- und die Knetlegierungen.

- Bei **Gusslegierungen** sind die Hauptlegierungsbestandteile Silizium, Kupfer und Magnesium. Die Legierungszusätze weisen einen durchschnittlichen Anteil von 12 % auf. Typische Anwendungsbeispiele für Gusslegierungen sind Zylinderköpfe, Motorblöcke oder Getriebegehäuse im Automobil (OEA, 2009).
- Die **Knetlegierungen** besitzen als Hauptlegierungselemente Magnesium, Mangan und Silizium, seltener Kupfer und Zink. Der Anteil an Legierungselementen liegt mit durchschnittlich 2 – 2,5 % deutlich niedriger als bei den Gusslegierungen (ZWIENER, MÖTZL, 2006). Typische Knetlegierungsprodukte sind Halbzeuge in Form von Blechen, Folien oder Profilen, die zu Karosserieteilen, LKW-Aufbauten, Schienenfahrzeugen, Türen und Fenstern, Verpackungen usw. verarbeitet werden (OEA, 2009).

Sekundäraluminium wird vorwiegend in Gusslegierungen (für Motoren, Getriebe etc.) verwertet.

Durch entsprechende Oberflächenbehandlungen und Anstriche kann der natürliche Korrosionsschutz verstärkt bzw. die Oberfläche und Farbe von Aluminium verändert werden. In Europa kommen hauptsächlich zwei Beschichtungsmethoden zur Anwendung: das Eloxieren (ca. 40 % Marktanteil) und das Pulverbeschichten (ca. 55 % Marktanteil) (ALBRECHT, KOSTEAS, 2005, Seite 12-13):

- Durch **Eloxieren** wird die Oxidschicht künstlich erzeugt bzw. die natürliche verstärkt. Die künstliche Schicht ist dabei ca. 200-mal so dick (10-20 µm) wie die ursprüngliche Oxidschicht.

- Bei der **Pulverbeschichtung** wird das Beschichtungspulver aufgesprüht und eingebrannt. Davor wird die Oberfläche durch Chromatieren oder mittels Zwei-Komponenten Grundierung zur besseren Haftung des Pulvers vorbehandelt. Zur Beschichtung für Außenbauteile werden vorwiegend lösemittelfreie Polyester-Pulver und Polyurethan-Pulver verwendet.
- Zum Schutz gegen ultraviolette Strahlen besteht zudem die Möglichkeit einer **Polyvinyl-Fluorid-(PVDF) Beschichtung** (für gewöhnliche architektonische Anwendungen nicht wirtschaftlich).

Eloxierung hat keinen Einfluss auf die Recyclingqualität, Pulverbeschichtung führt zu einer Verringerung der Ausbeute (siehe auch Abschnitt „Entsorgungswege in Zahlen“).

Recycling

Wegen des hohen Energiebedarfs für die Erzeugung von Primäraluminium wurde bereits Anfang der 80-er Jahre die Notwendigkeit, Aluminium zu sammeln und zu Recyclingaluminium zu verwerten, erkannt. Heute liegt der Preis von Recyclingaluminium in derselben Größenordnung wie jener von Primäraluminium, die Wertminderung beträgt im Schnitt ca. 10 %⁷.

Das Recyclingverfahren für Aluminiumschrott besteht aus den Schritten Erfassen (Sammeln), Aufbereiten und Verhütten (Schmelzen).

Die Aufbereitung umfasst Arbeitsschritte wie Sortieren, Schneiden, Paketieren oder Shreddern.

Beim Verhütten von Aluminiumschrott können zwei Anlagentypen unterschieden werden: Schmelzhütten („Refiners“) und Umschmelzwerke („Remelters“).

- Im Refiner werden nicht-sortenreine Legierungen und stärker verunreinigte Vorstoffe zu Gusslegierungen verarbeitet. Dabei werden Schrotte in Deutschland überwiegend im Drehtrommelofen unter einer Decke von flüssigem Schmelzsatz geschmolzen (OEA, 2009). Die erschmolzene Legierung wird in einen Warmhalteofen (Konverter) geleitet und dort durch den Zusatz von Raffinationsmitteln gereinigt. Die Refiners setzen als Rohstoff nahezu 100% Aluminiumschrott ein. Folglich wird in den Refiners auch der Großteil des Aluminiumsschrotts verarbeitet.
- Im Remelter werden Knetlegierungen für die Herstellung von Halbzeugen gefertigt. Dafür werden definierbare und nicht verunreinigte Schrottqualitäten benötigt. Üblicherweise liegt das Verhältnis bei 60% Schrott und 40% Primäraluminium (Albrechts, Kosteads, 2005). Remelter arbeiten bevorzugt mit Herdöfen in unterschiedlichen Varianten (OEA, 2009).

Das Recyclingverfahren kann beliebig oft und ohne Qualitätseinbuße durchlaufen werden. Die hochlegierten Schrotte aus den Refiners sind nach dem Einschmelzen aber nur mehr für Gusslegierungen, also nicht mehr für die zur Erzeugung von Bauprodukten erforderlichen Knetlegierungen einsetzbar.

⁷ Das aktuelle Preisverhältnis Sekundäraluminium („Aluminium Alloys“) zu Primäraluminium (Aluminium) kann bei der London Metall Exchange abgefragt werden (<http://www.lme.co.uk/aluminiumalloy.asp>)
Am 14.10.2008: Cash-Preis für Aluminium 2161 US\$ pro Tonne, für Aluminium Alloy 1775 US\$).
Am 23.03.2009: Cash-Preis für Aluminium 1402 US\$ pro Tonne, für Aluminium Alloy 1220 US\$).

Die Sekundärherstellung von Knetlegierungen ist auf die sortenreine Sammlung solcher Legierungen angewiesen, was logistisch aufwändig ist. Somit wird praktisch der gesamte Aluschrott für die Herstellung von Gusslegierungen verwendet, obwohl z.B. die Aufbereitung von Aluminium-Fensterrahmen oder -elementen wieder zu gleichen Produkten aus technischer Sicht gut möglich wäre. Die Produktion von Sekundär-Aluminium ist nach WOLTERS (2001) damit derzeit direkt abhängig vom Wachstum und von den eingesetzten Technologien der Automobilindustrie. Der Einsatz von Gusslegierungen aus Sekundär-Aluminium sei kaum noch zu steigern, dagegen wäre eine Steigerung bei Profilen und Blechen möglich. Die entsprechend größere Nachfrage würde zunächst allerdings nur Auswirkungen auf die Primäraluminiumerzeugung haben, da der Schrottmarkt zu wenig sortenreine Knetlegierungen bereithielte (KRONE, 2000).

Der zukünftige Anteil von Sekundär-Aluminium hängt also davon ab, wie schnell die Sortenreinheit bei der Sammlung erhöht werden kann. Ein Ausweg aus der Situation wären höhere Recyclingraten für sortierte Knetlegierungen. In Deutschland haben sich z.B. 16 Systemanbieter mit 90% Marktanteil zur Initiative „Aluminium und Umwelt im Fenster- und Fassadenbau“ (A/U/F) zusammengeschlossen (www.a-u-f.com, Stand 20.06.2009). A/U/F hat sich zum Ziel gesetzt, alte Aluminium-Fenster, -Türen und -Fassadenprofile im geschlossenen Kreislauf wirtschaftlich wiederzuverwerten.

Verbrennung

Bei der Verbrennung in Müllverbrennungsanlagen wird Aluminium in Form von kleinen Tropfen in den Müllverbrennungsaschen und -schlacken abgeschieden. Schlacken aus der Rostfeuerung weisen einen Gehalt von etwa 2 % metallischem Aluminium auf, Aschen von 0,5 bis maximal 10 % (NEUBACHER et al., 2003). Bei der Deponierung bildet sich daraus Wasserstoffgas, das zu heftigen Explosionen in der Deponie führen kann. Die Reaktion der Schlacke kann unterbunden werden, wenn der pH-Wert der Schlacke vor der Ablagerung unterhalb von 10 abgesenkt wird.

Deponierung

Aluminiumabfälle sind von einer Schicht aus Aluminiumoxid umgeben, die chemisch relativ stabil ist. Nur bei pH-Werten unter 4 und über 9 kann die schützende Oxidschicht angegriffen bzw. aufgelöst werden, wodurch metallisches Aluminium für Lösungsvorgänge und chemische Reaktionen verfügbar wird. Bei Massenabfalldeponien sowie Reststoffdeponien sind daher weder Aluminiumemissionen noch Reaktionen des Aluminium(oxids) mit anderen Stoffen zu erwarten (PILZ et al 2003, S 63).

Entsorgungswege in Zahlen

Im deutschsprachigen Raum hat die Erzeugung von Sekundäraluminium bereits vergleichbare Dimensionen wie jene von Hüttenaluminium angenommen. Bei dieser Berechnung bleibt allerdings der hohe Importanteil an Primäraluminium unberücksichtigt. Wird dieser berücksichtigt liegt der Anteil an Sekundäraluminium, der in Deutschland weiterverarbeitet wird, bei 34 % (Bezugsjahre 2003 bis 2008).

Rohstoffbilanz in Tonnen		2003	2004	2005	2006	2007	2008
Aluminium Gesamt	Bilanz	2.835.800	2.753.700	2.302.000	3.051.000	3.190.000	2.909.900
Primäraluminium	Produktion	660.800	667.800	647.900	515.500	551.000	605.900
	Einfuhr	1.467.400	1.406.500	1.327.400	1.651.000	1.676.200	1.483.800
	Ausfuhr	-217.400	-285.700	-228.300	-258.900	-268.200	-216.900
	Bilanz	1.910.800	1.788.600	1.747.000	1.907.600	1.959.000	1.872.800
	%-Anteil	67%	65%	76%	63%	61%	64%
Sekundäraluminium	Produktion	677.900	703.800	718.300	795.700	857.600	720.900
	Einfuhr	419.000	440.300	431.700	539.400	587.700	534.300
	Ausfuhr	-171.900	-179.000	-163.300	-191.700	-214.300	-218.100
	Bilanz	925.000	965.100	555.000	1.143.400	1.231.000	1.037.100
	%-Anteil	33%	35%	24%	37%	39%	36%

Tabelle 9: Rohstoffbilanz für die Produktion, die Einfuhr und die Ausfuhr von Primäraluminium und Sekundäraluminium in Deutschland für die Jahre 2003 bis 2008 (Quelle: GDA).

Weltweit liegt der Anteil an Sekundäraluminium an der Gesamtproduktion bei 21 %, in Europa bei 24 % (Durchschnitt 2003 bis 2007, Tabelle 10).

Produktion von Primär- aluminium	in 1000 Tonnen	2003	2004	2005	2006	2007
	Europa	8.400	8.800	9.000	8.900	9.200
	Asien	8.200	9.700	11.300	13.100	16.600
	Afrika	1.400	1.700	1.700	1.900	1.800
	Amerika	7.800	7.500	7.800	7.800	8.200
	Ozeanien	2.200	2.200	2.200	2.300	2.300
	insgesamt	28.000	29.900	32.000	34.000	38.100
	Anteil weltweit	78%	79%	79%	79%	80%
	Anteil in Europa	76%	77%	76%	76%	76%

Produktion von Sekundär- aluminium	in 1000 Tonnen	2003	2004	2005	2006	2007
	Europa	2.600	2.700	2.800	2.800	2.900
	Asien	1.500	1.500	1.600	1.900	1.900
	Afrika	30	30	30	30	30
	Amerika	3.600	3.700	4.100	4.100	4.600
	Ozeanien	150	150	150	150	150
	insgesamt	7.880	8.080	8.630	8.980	9.580
	Anteil weltweit	22%	21%	21%	21%	20%
	Anteil in Europa	24%	23%	24%	24%	24%

Tabelle 10: Weltweite Produktion von Primär- und Sekundäraluminium (Quelle: GDA)

Es wurde keine Statistik gefunden, die eine Aufteilung des eingesetzten Sekundäraluminiums in Neu- und Altschrotte ermöglichte.

Die Recyclingraten für Aluminium aus dem Bauwesen liegen in der EU durchwegs höher als das heute eingesetzte Sekundäraluminium. Die Angaben liegen bei 80 Prozent (SCHÄFER, 2007), (ALTHAUS et al, 2006), 85 Prozent (ALUINFO, 2006) oder 90 Prozent (PILZ et al 2003, S 38), (EAA, 2008).

In einer Studie der TU DELFT (2004) im Auftrag der Europäischen Aluminium-Industrie (EAA) wurde an konkreten Abbruchprojekten die Recyclingrate von Aluminium im Bausektor bestimmt. Die niedrigste gemessene Recyclingquote betrug 31 % bei einem Wohngebäude in Frankreich, bei alle anderen Gebäuden konnten sehr hohe Recyclingquoten von 93 bis 96 % erreicht werden. Die schlechten Ergebnisse für das Wohngebäude in der Studie zeigen die Wichtigkeit von kontrolliertem Rückbau. Die Studie kommt außerdem zu dem Schluss, dass eine separate Sammlung nur für Teile mit einer Mindestmasse von 100 bis 200 g betriebswirtschaftlich sinnvoll ist.

Auch nach NEUBACHER et al (2003) funktioniert eine verstärkte Abtrennung und wertstoffliche Verwertung von dünnen Aluminiumverbundstoffen vor der Verbrennung praktisch nicht.

Eine detaillierte Zusammenstellung der Ausbeuten aus der Sammlung, Aufbereitung und dem Schmelzen von Aluminiumschrotten wurden von ALBRECHT und KOSTEAS (2005, Seite 27) basierend auf Daten aus (CLASSEN, 2004) erstellt:

Sammlung	Beispiel	Ausbeute
> 5 kg pro m ² Bauteil	z.B. Aluminiumträger, -fenster und -fassadenelemente	98 %
> 0,5 kg pro m ² Bauteil	z.B. Türklinken, dünne Aluminiumbleche (z.B. Dicke 1 mm)	90 %
< 0,5 kg pro m ² Bauteil, einfach trennbar	z.B. mechanische Verbindungen mit Nägeln und Schrauben	50 %
< 0,5 kg pro m ² Bauteil, schwer trennbar	z.B. Klebverbindungen	0 %
< 0,2 kg Kleinteile	z.B. Folien und Drähte	0 %
Aufbereitung	Beispiel	Ausbeute
Sauberes und reines Aluminium bzw. Aluminiumlegierungen	z.B. blanke und eloxierte Fassadenbauteile	98,5
Legierungen in Verbindung mit anderen Metallen,	z.B. Abtrennung einer Zinkbeschichtung durch Schwimm-Sink-Verfahren oder Magnetabscheider	95,75
Legierungen im Verbund mit nicht metallischen Stoffen	z.B. Trennung von Pulverbeschichtungen bzw. Verbundmaterialien durch Pyolyse oder Windsichter	93,25 %
Schmelzen	Beispiel	Ausbeute
Knetlegierungen	z.B. blanke und eloxierte Aluminiumprofile	98 %
Gusslegierungen	z.B. unbeschichtete Knotenbleche aus Aluminiumformguss	96 %
starke Vermischung mit organischen oder mineralischen Stoffen	z.B. pulverbeschichtete Aluminiumteile	92 %

Tabelle 11: Ausbeuten aus der Sammlung, Aufbereitung und dem Schmelzen von Aluminiumschrotten (ALBRECHT, KOSTEAS, 2005, Seite 27)

Der Unterschied zwischen der hohen Recyclingquote von ca. 90 % und dem eher niedrigen Recyclinganteil in der Aluminiumindustrie (ca. 21 %) ist auf die starke Zunahme des Aluminiumeinsatzes zurückzuführen. Laut SCHÄFER (2007) wird der Aluminiumverbrauch in den nächsten Jahren in der gleichen Größenordnung wie bisher weiter steigen.

Die Verluste aus den Recyclingprozessen wandern in die Restmüllfraktion. Die Entsorgungswege für die Restmüllfraktion spalten sich gemäß PILZ et al (2003, S 22) in 20 % Richtung MVA und 80 % Richtung Deponie auf. In Folge der Umsetzung der

Deponieverordnung ist mit einer Umverlagerung von Deponie in Richtung MVA zu rechnen. Umgekehrt könnte Restmüllsplitting in Zukunft die Menge an Aluminium in der MVA weiter reduzieren. Ersten Schätzungen zufolge könnte der Einsatz von Wirbelstromabscheidern etwa 45 % des Aluminiums aus der heizwertreichen Fraktion des Restmülls trennen und weitere ca. 10 % über die Schwerfraktion eines ballistischen Separators gewonnen werden. Damit könnten etwa 55 % des Aluminium von der eher problematischen Senke „Filterasche“ zur Verwertung bzw. zur günstigeren Senke „Massenabfalldeponie“ verlagert werden (PILZ, 2003, S 47).

4.3 Zink

Material

Zink ist mit einem durchschnittlichen Gehalt von 70 mg/kg eines der häufigsten Elemente in der Erdkruste. Als Baumaterial wird Zink heute vorwiegend in Form von Titanzink z.B. für Bleche, Dachrinnen, Regenfallrohre und Klempnerprofile verwendet. Ein weiterer wichtiger Einsatzbereich von Zink im Bauwesen ist die Verzinkung von Stahlblech, die im Abschnitt „Stahl“ behandelt wird.

Titanzink ist seit 1965 auf dem Markt und ist eine Legierung von elektrolytisch gewonnenem Feinzink mit geringen, genau definierten Zusätzen wie Titan, Aluminium und Kupfer (Reinheitsgrad von 99,995 % Zn). Feinzink ist ein relativ sprödes Material. Die Beigabe anderer Metalle verbessert die Formbarkeit und die mechanischen Eigenschaften des Feinzinks beträchtlich. Es hat dadurch eine verbesserte Formbarkeit und Dauerstandfestigkeit und geringere Wärmedehnung (IZA-BASISWISSEN).

Die Oberflächenbehandlung erfolgt durch Chromatieren (verdünnte Chromsäure), Phosphatieren (Schwermetall-Phosphatlösungen), galvanische Überzüge aus verschiedenen Metallen, farblose Lackschichten oder pigmentierte Beschichtungen (ZWIENER, MÖTZL 2006).

Recycling

Es wird geschätzt, dass weit über die Hälfte des momentan verfügbaren Zinks bereits wiederaufbereitet worden ist. Denn Zink kann ohne größere Qualitätsverluste eingeschmolzen werden. Dies gilt auch für Titanzinkbleche aus dem Baubereich. Bei der Herstellung werden in der EN 1179 Primär- und Sekundärzink als gleichwertig angesehen (interpretiert nach IZA-EUROPE-newsletter).

Das Recycling wird in Induktionsöfen oder Muffelöfen durchgeführt. Nachdem das Material geschmolzen und verflüssigt ist, kann es in Rohzink und eine Krätze aufgetrennt werden. Das Rohzink wird vergossen und zur weiteren Reinigung einer Raffination zugeführt (RENTZ, 1999). Der Energieaufwand für das Recycling entspricht etwa 5 % des Primärenergieaufwandes für die Neuherstellung (z.B. IZA-BASISWISSEN).

Laut International Zinc Association (IZA-EUROPE, 1998) sind die wichtigsten Quellen (**weltweit**) für PC-Sekundärzink Messingschrott (0,5 Mio t), Zinkdruckgussteile (0,4 Mio t), Stahlwerksstäube (0,2 Mio t) und Zinkbleche (0,2 Mio t). Wichtigste Industrien, welche Zink als Sekundärzink einsetzen, sind:

Einsatz von Sekundärzink in ...	Menge
Primärzink-Produktion	0,8 Mio t
Messing-Industrie	1,1 Mio t
Verzinkungsindustrie	0,3 Mio t
Druckgießereien	0,2 Mio t
Chemische Industrie und sonstige	0,5 Mio t
Summe	2,9 Mio t

In der Verzinkungsindustrie wird fast vollständig Sekundärzink (Umschmelzzink) eingesetzt.

Es ist allerdings zu bemerken, dass bei Zink der Bewirtschaftungskreislauf viel offener verläuft als beispielsweise bei Kupfer. Die RHEINZINK-Umweltdeklaration (2005) nennt z.B. folgende Aufteilung für das Recycling von Titanzinkblechen: ca. 1/3 zum Verzinken von Stahl, ca. 1/3 für die Messingproduktion, der Rest als Zinkoxid für die Herstellung von Zinkverbindungen (chemische Industrie, Gummiindustrie, Keramik- und Glasherstellung, pharmazeutische Industrie, Futtermittel- und kosmetische Industrie, Lackherstellung etc.).

Verbrennung

Das Verhalten von Zink in Abfallverbrennungsanlagen wird durch den niedrigen Siedepunkt und die leichte Oxidierbarkeit bestimmt. Tabelle 12 zeigt die Transferkoeffizienten von Zink am Beispiel der MVA-Spittelau (WINTER et al, 2005, S 77).

	Schlacke	Asche	Filterkuchen	gereinigtes Abw.	gereinigte Abluft
Zn	53,88	46	0,10	<1	0,02

Tabelle 12: Transferkoeffizienten von Zink am Beispiel der MVA-Spittelau in % (WINTER et al, 2005)

Wie zu erkennen ist, wird Zink in Müllverbrennungsanlagen v.a. in der Schlacke und der Filterasche gebunden. Oxidative Bedingungen fördern die Flüchtigkeit von Zink und begünstigen so den Übergang in die Gasphase bzw. Flugasche. Bei Trockenaustrag kann ein Großteil der Zinkfracht durch die einziehende Luft in die Filterasche verschoben werden. Dort ist das in die Verbrennung eingebrachte Zink als Chlorid oder Oxid gebunden und kann abgeschieden werden, indem die Filterasche sauer gewaschen wird (z.B. mit dem sauren Abwasser des ersten Rauchgaswäschers – FLUWA-Prozess). Das dabei anfallende Abwasser kann in einer MVA-internen Kläranlage weiterbehandelt werden, wo ein stark mit Zink angereicherter Filterkuchen entsteht. Der gereinigte Filterkuchen enthält bis zu 25 % Zink und kann in metallurgischen Prozessen zur Gewinnung von Zink, Cadmium und Quecksilber eingesetzt werden. Mit diesem Verfahren werden aus der Flugasche ≥ 85 % des enthaltenen Cadmiums, ≥ 85 % des Zinks, ≥ 33 des Kupfers und Bleis sowie ≥ 95 % des Quecksilbers abgetrennt. Die Löslichkeit der in der Asche verbleibenden Schwermetalle verringert sich um den Faktor 100 bis 1.000. Dieses Verfahren wird seit 1996 in der Schweiz und seit 1999 in der Tschechischen Republik (Liberec) angewandt (WINTER et al, 2005, S 156).

Mit der sogenannten selektiven Abscheidung von Metallen (SAM) ist auch eine Rückgewinnung von reinem Zinkmetall bereits in der MVA möglich. (FRITZE, JORDI, 2008).

Deponierung

Die Konzentration des Parameters Zink im Feststoff und im Eluat ist für die Zuordnung der Abfälle zur Ablagerung in Deponiekategorie entscheidend. Der Zinkgehalt im Feststoff ist für die Annahme von Abfällen auf Bodenaushubdeponie mit 500 bis 1000 mg/kg TM, auf Interabfalldeponien mit 1000 mg/kg TS, auf Baurestmassendeponien mit 1500 mg/kg TS, auf Massenabfalldeponien mit 5000 mg/kg TS begrenzt.

Entsorgungswege in Zahlen

In **Deutschland** wurden 2007 rund 335.000 Tonnen Zink gewonnen, davon stammen über 100.000 Tonnen aus sekundären Rohstoffen (nach IZA- BASISWISSEN, mit Verweis auf Quelle WVMETALLE; keine Aufteilung in alte und neue Schrotte).

Der gesamte Anteil an Sekundärzink innerhalb der NE-Metallindustrie belief sich 1996 auf eine Menge von 2,9 Mio. Tonnen, welche sich aus 1,5 Mio. Tonnen neuem Schrott oder Prozessrückständen und 1,4 Mio. Tonnen Altschrotten aufbaut (IZA-EUROPE, 1998; ECOINVENT Metalle, 2004, S 2). Die Gesamtproduktion an Zink beläuft sich auf 9,6 Mio. Tonnen. Damit beträgt der Anteil an Sekundärzink 31 %, der Anteil an PC-Sekundärzink 15 % (Bezugsjahr 1996).

In der Produktion von Bauzink kann aufgrund der hohen Produkthanforderungen kein Sekundärzink eingesetzt werden. Schon geringste Verunreinigungen mit Stahlblech oder Nägel ruinieren eine ganze Ofenladung. Da allerdings Sekundärzink in der Elektrolyse eingesetzt wird, beträgt z.B. gemäß RHEINZINK („Nachhaltiges Bauen mit Rheinzink“) der Recyclinganteil in Rheinzink 30 %. Vergleicht man diese Angabe mit der IZA-Europe-Statistik ist davon auszugehen, dass es sich bei diesem Recyclingmaterial vorwiegend um neuen Schrott oder Produktionsrückstände handelt.

Wie bei anderen Metallen ist bei Titanzink eine hohe Recyclingquote anzunehmen: Nach offiziellen Erhebungen der letzten Jahre liegt die durchschnittliche Zink-Wiedergewinnungsquote bei ca. 80 %; Titanzink-Hersteller im Bereich Bedachungen und Fassaden nennen Recyclingquoten von über 90 %.

Bei massiven Zinkmetallen wie Dachrinnen, Fassadenbekleidungen oder Druckgussteilen liegt die Recyclingrate mit 95 % besonders hoch (IZA-EUROPE-newsletter).

4.4 Kupfer

Material

Kupfer findet im Bauwesen Anwendung in Form von Kupferblechen, Kupferrohren oder Kupferdrähten. Es wird für Dächer, Fassaden, Rinnen, als Band für bituminöse Abdeckungen, als elektrischer Leiter (hohe Leitfähigkeit für Wärme), für sonstige Bleche, Rohre und Kupferlegierungen verwendet (ZWIENER, MÖTZL, 2006). Rund 39 % aller Kupferanwendungen findet man inzwischen im Bausektor, 37 % in der Elektro-Industrie (KUPFER-INSTITUT, 2006).

Im Laufe der Zeit entwickelt Kupfer eine natürliche Patina, die, ausgehend vom blanken, rötlichen Kupfer, über dunkelbraun bis zu hellgrün verlaufen kann. Die natürliche Patina und weitere Farbtöne können mit bestimmten Chemikalien auch künstlich erzeugt werden. Als künstliche Beschichtungen kommen Emailsichten (meistens aus dekorativen Gründen), Lack- und Kunstharzbeschichtungen (oft farbkonservierend transparent) und metallische Überzüge (zur Verbesserung des Korrosionsschutzes) in Frage (KUPFER-INSTITUT, 2006).

Recycling

Kupfer lässt sich sehr gut und ohne Qualitätsverlust verwerten. Der Energieeinsatz für die Gewinnung von Kupfer aus Recyclingmaterialien ist um bis zu 90 % geringer als der für die Kupfergewinnung aus Erzen (KUPFER-INSTITUT, 2006).

In den Recyclinganlagen können in mehrstufigen Raffinationsprozessen unedle und edle Verunreinigungen aus Kupferschrotten restlos entfernt werden, sodass sich Kupfer aus Aufbereitungsanlagen in der Qualität von Kupfer aus der Primärproduktion nicht unterscheidet (KUPFER-INSTITUT, 2006).

Die Aufbereitungsschritte in Abhängigkeit von der Schrottqualität in der einzigen Sekundärkupferhütte Österreichs (Montanwerke Brixlegg AG) in Tirol werden in der folgenden Abbildung dargestellt.

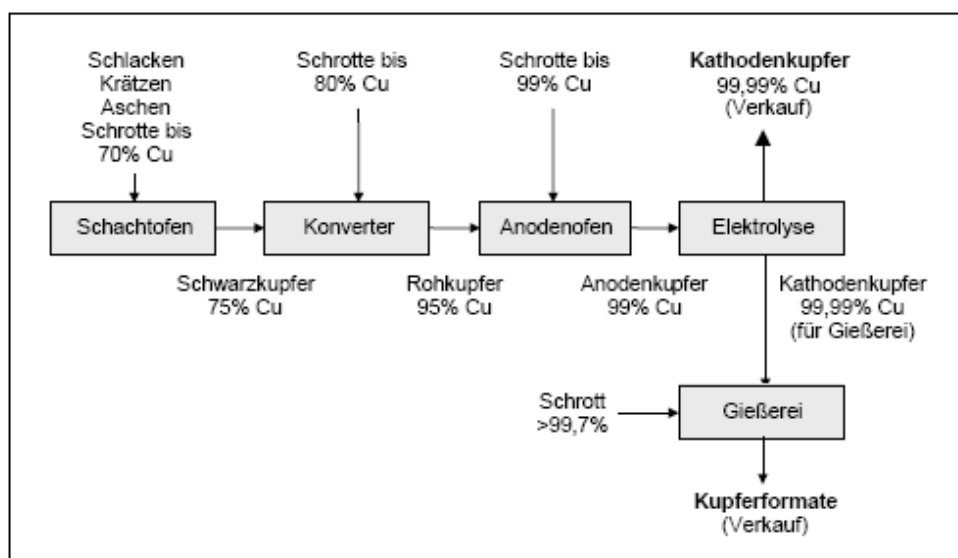


Abbildung 1: Aufbereitungsschritte in Abhängigkeit von der Schrottqualität (WINTER et al, 2005, Seite 136)

In den Schachtföfen werden Kupferschrott und die weiteren Sekundärrohstoffe – unter Zugabe von Zuschlägen und Koks – zu Schwarzkupfer mit einem Kupfergehalt von 70-80 % umgesetzt. Der Konverter wird in der Sekundärkupfererzeugung für die weitere Anreicherung von Schwarzkupfer eingesetzt. Als Einsatzmaterialien werden außerdem Legierungsschrotte (z.B. Bronze, Rotguss, Messing) und geeignete Cu-Fe-Schrotte verwendet. Dem Konverterprozess folgt die pyrometallurgische Raffination. Hier werden Konverterkupfer (fest oder flüssig), Kupferaltmaterial und Rückläufe (Anodenreste aus der Elektrolyse) zu Anodenkupfer mit einer Reinheit von 99 % verarbeitet und zu Anoden vergossen. Die

elektrolytische Raffination entfernt die noch verbliebenen Begleitelemente des Anodenkupfers wie Blei, Nickel und Edelmetalle (WINTER et al, 2005, Seite 5).

Rückstände bzw. Abfälle der Sekundärkupferproduktion sind Schlacken (Schachtofenschlacke, Konverterschlacke, Anodenofenschlacke), Filterstäube (Schachtofenstaub, Konverterstaub, Anodenstaub) und Ofenausbruch, die zum Gutteil intern wieder eingesetzt werden. Filterstäube des Schachtofens und des Konverters weisen aber einen sehr hohen Schwermetallgehalt (Zn, Pb) und einen zu geringen Cu-Gehalt für einen Wiedereinsatz im Schachtofen auf und werden ausgeschleust. Schachtofenschlacke wird als Sandstrahlgut verkauft (WINTER et al, 2005)

Verbrennung und Deponierung

Das Verhalten von Kupfer in Müllverbrennungsanlagen und auf Deponien muss als problematisch angesehen werden. Kupfer steht in Verdacht, bei der Verbrennung katalytisch die Entstehung von Dioxinen und Furanen zu begünstigen.

Kupfer findet sich hauptsächlich in Elektro- und Elektronikaltgeräten (Elektronikschrott). Nach dem Schreddern der Elektronikaltgeräte fällt ein Produkt mit ungefähr 3% Kupferanteil an. Dieser im Vergleich zu geogenen Kupfervorkommen hohe Anteil macht diese „Abfallprodukt“ interessant für die Rückgewinnung von Kupfer und weiteren Metallen. Entweder wird das „Produkt“ in einer MVA verbrannt, wobei eine Kupferanreicherung in der Schlacke stattfindet, oder mit neuen Methoden weiter verarbeitet. Dabei ist das Ziel, den Kupferanteil in die Höhe zu treiben. Damit wird einerseits die MVA entlastet und andererseits die Qualität des Schrottes verbessert. Außerdem ist der angereicherte Anteil des Schrottes interessanter für die weitere Verarbeitung im Zuge neuer Kupferproduktion (FRICKER, KAUFMANN 2008).

Entsorgungswege in Zahlen

In Deutschland stammen laut GDB (Gesamtverband der Deutschen Buntmetallindustrie) 60 Prozent der Kupferproduktion aus Schrotten und kupferhaltigen Zwischenprodukten wie Schlacken oder Krätzen (Stand 27.01.2007). Weltweit wurden nach einer Statistik der international Copper Study Group (iCSG) 34 Prozent des weltweiten Kupferverbrauchs aus Sekundärmaterialien gedeckt. Im Jahr 1994 bestand das Kupfer in den europäischen Umschmelzwerken aus ca. 30% Neuschrott und 70% Altschrott (SPATARI et al. 2002).

Die produktbezogene Recyclingrate beträgt mittlerweile mehr als 90 Prozent (Broschaff-Altmetallhandel, <http://www.broschatt.de/recycling.htm>, 29.07.2009). Die Recyclingquote von Kupferinstallationsrohren beträgt nach Auskunft des Deutschen Kupfer-Instituts 93 % (KME, 2006)

4.5 Stahl

Material

Stahl findet im Bauwesen vielfältigen Einsatz, angefangen von der Verwendung als Tragelemente über Oberflächengestaltung bis hin zum Einsatz als Bewehrungsstahl oder als Verbindungselement. In der EU ging im Jahr 2005 mit 55 Mio. t etwa ein Drittel der

europäischen Stahlnachfrage auf das Bauwesen zurück, gefolgt von der Automobilindustrie und dem Maschinenbau (SIEMENS, 2008).

Baustähle enthalten 0,1 – 0,6 % Kohlenstoff. Weitere Legierungselemente sind nicht-metallisch wie Silicium, Phosphor und Schwefel, und metallisch wie Mangan, Chrom, Nickel, Molybdän (ZWIENER, MÖTZL, 2006).

Je nach Herstellungsverfahren wird zwischen Elektrostahl (Lichtbogen-Technik) und Oxygenstahl (LD-Verfahren) unterschieden. Die beiden Verfahren unterscheiden sich hinsichtlich Einsatzmenge und erforderlicher Qualität von Stahlschrott (siehe Pkt. „Recycling“).

Stahlbleche werden in zunehmendem Maße verzinkt, da die Verzinkung die Nutzungsdauer deutlich verlängert. Gemäß Initiative Zink wurden 1996 bereits 18 % des produzierten Stahls mittels Verzinkung vor Korrosion geschützt (EUROFER, IZA-EUROPE, 1998). Beim Recycling müssen Zink und Stahl voneinander getrennt werden.

Eine weitere Möglichkeit des Oberflächenschutzes sind Einbrennlackierungen. Die Standardsysteme für Einbrennlackierungen der VOESTALPINE sind:

Polyester (SP)	5-25 µm
Epoxid (EP)	3-15 µm
Polyurethan (PUR)	10-25 µm
Polyurethan-Polyamid (PUR-PA)	15-25 µm
Polyester-Polyamid (SP-PA)	ca. 25 µm
High durable Polymer (HDP)	ca. 25 µm
Polyvinylidenfluorid (PVDF)	-

Zusätzlich zur Oberflächenbeschichtung kann eine Polyethylen-Schutzfolie auf der Oberseite angebracht werden, die abgezogen wird und keinen Einfluss auf die Entsorgungseigenschaften hat.

Abhängig vom Einsatzzweck werden von der VOESTALPINE folgende Beschichtungsstoffe empfohlen:

Verwendungszweck	Polyester 15 µm	Polyester 25 µm	HDP	PVDF	Grund- beschichtung	PUR Außeneinsatz
Schutzfolie	Ja	Ja	Ja	Ja	Nein	Nein
Sandwichpaneele	x	x	x	x		x
Trapezprofile	x	x	x	x		x
Kassetten	x	x	x	x		x
Dachschalen		x	x	x		x
Deckenelemente	x	x				x
Garagentore, Tore, Türen	x	x			x	x
Spenglerbedarf		x			x	x
Klimageräte	x	x				
Boiler, Heizkessel	x					
Profile	x	x	x		x	x

Tabelle 13: Beschichtung in Abhängigkeit des Einsatzzwecks nach (VOESTALPINE-2, 2009)

Bei der Entsorgung können v. a. chromhaltige Oberflächenbeschichtungen sowie -behandlungen (Passivierung von feuerverzinktem Stahlband) Probleme verursachen. Der Einsatz von Chrom – vor allem von sechswertigem – wird daher in einer entsprechenden EU-Richtlinie weitgehend verboten. Die voestalpine stahl GmbH hat daher bereits 2005 die gesamte Produktpalette auf chromfreie Technologien umgestellt (VOESTALPINE-1, 2009).

Nebenbemerkung: Laut Presse-Dienst von stahl-online.de machen Stahlimporte aus China, die hauptsächlich auf dem Bau verwendet werden, 50 % des EU-Markts aus. Die EU hat im Juli 2009 für bis zu 5 Jahre Antidumpingzölle auf Importe von chinesischen Stahl- und Eisenrohren verhängt (Steel Guru 28.07.09, Reuters 29.07.09).

Recycling

Stahlblech lässt sich sehr gut und ohne Qualitätsverlust verwerten. Der Primärenergieaufwand beim Recycling beträgt etwa 20 - 40 % des Primärenergieaufwandes bei der Neuproduktion.

Stahlschrotte fallen in sehr unterschiedlicher Art und Weise an. Sie werden auf Grundlage von Sortenlisten sortiert und mit modernen hochleistungsfähigen Aggregaten aufbereitet (BDSV – Bundesvereinigung Deutscher Stahlrecycling- und Entsorgungsunternehmen e.V.) Bei den physikalischen Aufbereitungsverfahren wird der Schrott zerkleinert und die Nichteisen-Anteile werden abgetrennt. Die eisenhaltige Fraktion wird der Stahlerzeugung zugeführt (BAWP, 2006).

Je nach Technologie der Stahlerzeugung können unterschiedliche Schrottmengen und Schrottqualitäten eingesetzt werden:

- Beim Elektrostahlverfahren (Electric arc furnace, EAF) wird hauptsächlich Stahlschrott als Rohmaterial eingesetzt. Die Hersteller erfolgt in Lichtbogenöfen.
- Beim LD-Verfahren (Basic oxygen furnace, BOF) wird das flüssige Roheisen in einen großen, schwenkbaren Behälter („Konverter“) gefüllt. Bei der Umwandlung von Roheisen in Stahl entsteht Hitze, die weggekühlt werden muss. Dazu wird Stahlschrott (20 – 30 % des produzierten Stahls) zugesetzt.

Die Elektrostahlerzeugung nimmt daher einen wichtigen Stellenwert für die Stahlverwertung ein. INTERSEROH, 2007: „Für das international gehandelte Produkt Stahlschrott ist das stete Wachstum der Elektrostahlerzeugung vor allem in den USA und in Asien bedeutsam. Grundsätzlich können in Elektroöfen fast alle Stahlqualitäten erzeugt werden.“ Dies gilt auch für die Verwertung von verzinkten Stahlprodukten.

Verzinkte Stahlprodukte können zunächst erneut verzinkt werden, um die Lebensdauer zu verlängern. Davor wird die alte Feuerverzinkung abgebeizt. Die zinkhaltige Säure, die beim Abbeizen der Restverzinkung entsteht, wird für die Herstellung von Zinkpräparaten für die chemische Industrie benutzt.

Bei der Verarbeitung von verzinkten Stahlschrotten wird das Zink aufgrund der hohen Temperaturen in der Stahlerzeugung verdampft (Zink ist wesentlich flüchtiger als Stahl) und aus den Ofengasen gefiltert. Je nach Technologie variieren diese Stäube hinsichtlich des Zinkgehalts. Es gilt: je höher der Zink-Gehalt ist, desto attraktiver ist die Zinkrückgewinnung.

Filterstäube der Elektrostahlwerke (sog. **EAF-Stäube**) weisen einen hohen Zinkgehalt auf. Die heute eingesetzten Technologien in Zink-Recyclinganlagen sind für die Behandlung von EAF-Stäuben mit einem Zink-Anteil von 18 bis 35 % ausgelegt. Dieser Zink-Gehalt wird in einem großen Walzrohfen („Wälzprozess“) auf den in der Zinkindustrie üblichen Gehalt von 55 bis 65 % weiter aufkonzentriert (EUROFER, IZA-EUROPE, 1998). Das Zink liegt danach in oxidischer, d.h. in Säuren gut löslicher Form vor, was einen Einsatz von Wälzoxiden in der hydrometallurgischen Zinkgewinnung besonders günstig macht (MISHINA, 2005).

Der große Nachteil der Flugstäube sind laut MISHINA (2005) ihre hohen Halogenidgehalte (Chloride aus PVC-Verunreinigungen, Fluoride aus dem Schlackenbildner Calciumfluorid und Kunststoffen). Die Wälzoxide enthalten dann 3 bis 6% Chlorid und 0,1 bis 0,6% Fluorid, die Probleme in der hydrometallurgischen Zinkgewinnung verursachen können. Die B.U.S. Zinkrecycling GmbH&CoKG nimmt dagegen für sich in Anspruch schon seit 1992 chloridfreies, zinkhaltiges Wälzoxid aus EAF-Stäuben herzustellen (REMPE, 2007). Auch die Zahlen der Initiative Feuerverzinkung deuten auf eine Lösung des Problems hin: 2006 hat die Europäische Stahlindustrie (EU-27) 1,3 Mio. Tonnen EAF-Staub produziert, der rund 23 Prozent Zink enthielt. 93% dieses Zinks, d.h. 276.920 Tonnen, wurden rezykliert.

Obwohl die Stahlhersteller versuchen, verzinkten Schrott im **Blasstahlwerk** nicht einzusetzen, ist es schwierig, Zink im Filterstaub zu vermeiden. Der Zinkgehalt dieser Stäube ist zu niedrig für das Recycling und zu hoch, um deponiert zu werden. Daher sind neue Verfahren für die Behandlung dieser Stäube in der Entwicklung (EUROFER, IZA-EUROPE, 1998). Laut WINTER et al (2005) beträgt der Zinkeintrag in ein integriertes Hüttenwerk bereits ca. 0,4 kg/t Rohstahl. Bei zu hohem Zink-Eintrag sinkt die Qualität der Produkte (Roheisen, Stahl) und Nebenprodukte (Schlacken), der Ausschuss steigt und letztendlich wird der spezifische Abfallanfall erhöht.

Entsorgungswege in Zahlen

Mengenmäßig stellt die Stahlerzeugung den wichtigsten Abnehmer von metallischen Sekundärrohstoffen dar (BARDT, 2006). Die **weltweite** Rohstahlproduktion lag im Jahre 2002 bei 900 Mio. t, der Verbrauch an Stahlschrott betrug annähernd 400 Mio. t (44 %) (http://www.stahl-online.de/medien_lounge/Vortraege/fehs.asp, abgefragt am 29.07.2009). BDSV (2002) nennt 46% weltweiten Schrottanteil in der Produktion, unabhängig von der Stahlsorte.

In **Deutschland** wurden im Jahr 2004 insgesamt 20,6 Millionen Tonnen Stahlschrott eingesetzt. Dies entspricht einer Recyclingrate von gut 44 Prozent. Die vergleichsweise niedrige Recyclingrate für Deutschland (zum weltweiten Durchschnitt) ist darauf zurückzuführen, dass in großem Umfang Sauerstoffstahl hergestellt wird, für den nur in geringem Umfang Stahlschrott eingesetzt werden kann.

Eine Aufteilung in Neuschrott und Altschrott konnte aus der Literaturrecherche nicht erhoben werden. Sehr hoch ist jedenfalls der Schrottanfall aus der Automobilindustrie: In Europa beträgt die jährliche Produktion an **verzinktem Stahlblech** 20 Mio. Tonnen (EUROFER, IZA-EUROPE, 1998). Davon gehen 4,9 Mio. Tonnen in die Automobilindustrie, die Produktionsabfälle zwischen 28 und 30 % zurücklässt. Die Abfälle beim Metallbau liegen mit

ca. 2 bis 3 % deutlich niedriger. Insgesamt werden von der produzierenden Industrie 1,8 Mio. Tonnen (ca. 10 %) verzinkter Stahlschrott an die Stahlherstellung rückgeführt.

2002 betrug nach einer Schätzung des International Stainless Steel Forum (ISSF) die Recyclingquote für rostfreien Stahl circa 60 Prozent.

4.6 Weitere

Messing

Wegen seines hohen Wertes und hohen Kupfergehalts (im Allgemeinen > 60 %) werden Messingschrotte ausschließlich innerhalb der Messing- und Kupferindustrie recycelt. Der Anteil der Sekundärrohstoffe bei der Produktion von Messing ist mit 95,4 Prozent am höchsten, wobei der Kupfer-Anteil mit 98,9 Prozent fast vollständig wieder gewonnen wird. (IZA-EUROPE, 1998).

Qualitative Einstufung: R 1

4.7 Zusammenfassung

Allgemeines

Metalle können theoretisch unendlich oft recycelt werden. Wichtige Voraussetzung für die Gewinnung eines wertvollen Rohstoffs aus Metallschrott ist die sortenreine Trennung. Im Bauwesen gibt es dafür zwei Motivationen:

- der hohe Handelswert
- die gesetzlichen Rahmenbedingungen

Die Deponieverordnung schreibt vor, dass Metalle in mineralischen Baurestmassen, die deponiert werden, zu max. 10 Volumsprozent enthalten sein dürfen. Gemäß Baurestmassentrennverordnung ist eine getrennte Sammlung von Metallen ab einer Menge von 2 Tonnen verpflichtend.

Die Altmetalle werden entweder vor Ort getrennt gesammelt oder in Sortieranlagen aus den Baumixmulden gezogen. In Shredderanlagen können Eisen- und Nichteisen-Metalle über Magnetabscheider getrennt werden. Die Nichteisenmetalle können in spezialisierten Metalltrennanlagen (z.B. in Österreich Fa. Metran) weiter getrennt werden. Unterschiedliche Materialdichten, Leitfähigkeiten und Farben werden dort genutzt, um Buntmetalle wie Aluminium, Kupfer oder Zink sortenrein für die Metallhütten zu trennen (BMBWK, 2002).

Aluminium

Aluminium lässt sich sehr gut recyceln, jedoch wird aufgrund der derzeitigen Wirtschaftslage praktisch der gesamte PC-Aluminiumschrott zu Gusslegierungen verarbeitet und geht somit für den Einsatz im Bauwesen verloren.

Der **Anteil an Sekundäraluminium** an der Gesamtproduktion liegt bei 34 % in Deutschland, bei 24 % in Europa und bei **21 %** weltweit. Aufgrund der weltweiten Verflechtung der Aluminiumindustrie sollte der weltweite Anteil für ökobilanzielle Betrachtungen herangezogen werden. Es ist davon auszugehen, dass ein Großteil des heute eingesetzten

Sekundäraluminium aus Neuschrotten (Produktionsabfällen, Baustellenabfällen, etc.) stammt. In Ermangelung konkreter Zahlen wird in Analogie zu den Zinkdaten ein Anteil von **15 % PC-Sekundäraluminium** angenommen.

Für die Ökobilanz des Entsorgungsprozesse werden die Verwertungsquoten in Anlehnung an (CLASSEN, 2004) übernommen:

	Menge im Bauteil	Samm- lung	Aufberei- tung	Schmel- zung	Recycling- rate
Eloxierte Aluminiumprofile und -elemente	> 5 kg/m ²	98,00%	98,50%	98,00%	95%
Legierung mit anderen Metallen	> 5 kg/m ²	98,00%	95,75%	98,00%	92%
Pulverbeschichtete Aluprofile	> 5 kg/m ²	98,00%	93,25%	92,00%	84%
Türklinken, dünne Bleche	> 0,5 kg/m ²	90,00%	98,50%	98,00%	87%
Nägeln, Schrauben	< 0,5 kg/m ²	50,00%	98,50%	98,00%	48%
Verklebte Aluminium-Teile	< 0,5 kg/m ²	0,00%	0,00%	0,00%	0%
Kleinteile	< 0,2 kg/m ²	0,00%	0,00%	0,00%	0%

Tabelle 14: Aluminium-Recyclingraten nach EMPA (CLASSEN, 2004).

Für die Kleinteile wird angenommen, dass sie als Verunreinigungen in derselben Fraktion wie die umgebenden Bauteile landen.

Zink

Zink lässt sich sehr gut recyceln, die Recyclingpraxis weist zur Zeit aber einen sehr offenen Kreislauf auf: Es wird angenommen, dass 1/3 zum Verzinken von Stahl, 1/3 für die Messingproduktion, der Rest als Zinkoxid für die Herstellung von Zinkverbindungen eingesetzt wird. In der Titanzink-Herstellung wird derzeit kein Recyclingzink eingesetzt.

Der derzeitige Anteil an Sekundärzink in der Gesamtzinkproduktion beträgt 31 %, wobei 15 % PC-Sekundärzink sind.

Die Sammel- und Aufbereitungsraten können analog zu den Raten für Aluminium definiert werden. Dabei sind die unterschiedlichen Rohdichten (7800 im Vergleich zu 2800 kg/m³) zu berücksichtigen.

Kupfer

Kupfer aus Aufbereitungsanlagen unterscheidet sich nicht von Kupfer aus der Primärproduktion. Es kann daher für die gleichen Einsatzzwecke immer wieder eingesetzt werden.

Der derzeitige Anteil an Sekundärkupfer beträgt weltweit 34 %. Es wird angenommen, dass darin 70 % Altschrottanteile enthalten sind.

Die Sammel- und Aufbereitungsraten können analog zu den Raten für Aluminium definiert werden. Dabei sind die unterschiedlichen Rohdichten zu berücksichtigen.

Stahl

Das Elektrostahlverfahren (Electric arc furnace, EAF) kann ausschließlich auf der Basis von Stahlschrott neuen Stahl erzeugen. Aus verzinktem Stahl kann Zink abgedampft und in Form von EAF-Stäuben in Wälzwerken rückgewonnen werden.

Beim LD-Verfahren ist der Einsatz von Stahlschrott mit 20 – 30 % begrenzt, ein zu hoher Eintrag von verzinktem Stahlschrott kann zu Qualitätseinbußen führen.

Der derzeitige Anteil an Sekundärmaterial in der Stahlproduktion beträgt weltweit ebenso wie in Deutschland ca. 44 %. Wie sich dieser in Neu- und Altschrott aufteilt, konnte nicht erhoben werden. Es wird ein PC-Anteil in der Stahlproduktion von 25 % angenommen.

Die Sammel- und Aufbereitungsraten können analog zu den Raten für Aluminium definiert werden. Dabei sind die unterschiedlichen Rohdichten zu berücksichtigen.

5. Baustoffe aus biogenen Rohstoffen

5.1 Vorbemerkung

Produkte aus biogenen Rohstoffen werden im Bauwesen sowohl im konstruktiven Bereich als auch im Ausbau verwendet. Im Besonderen wird hier auf Holz und Holzwerkstoffe sowie auf Dämmmaterial näher eingegangen. Linoleumbeläge, eine wichtige Anwendung von biogenen Rohstoffen im Bereich der Innenausstattung, werden im Kap. „Weitere Baumaterialien / Fußbodenbeläge“ behandelt.

Die meisten Baustoffe aus biogenen Rohstoffen lassen sich einem Produkt- oder Stoffrecycling zuführen. Da sie in der Regel einen hohen Heizwert haben, eignen sie sich grundsätzlich auch für die thermische Verwertung in Mitverbrennungs- oder Abfallverbrennungsanlagen.

Aus Sicht der stofflichen oder thermischen Verwertung sollten besonders

- Schwermetalle (vor allem flüchtige Schwermetalle),
- Halogene (vor allem Chloride und Fluoride),
- aromatische Kohlenstoffverbindungen,
- abrasive und aggressive Stoffe

im Abfall vermieden werden. Diese Stoffe können aus den biogenen Materialien selbst, aus Zusatzstoffen oder aus Störstoffen stammen. Störstoffe sind Verunreinigungen mit anderen Baumaterialien oder Verbindungselementen wie

- Eisen- oder Nichteisenmetalle (Nägel, Bolzen, Möbelbeschläge, etc.)
- Baumaterialien wie Putz, Mauerwerksreste, Abdichtungen, Dämmmaterialien
- Folien, Kunststoffteile
- Steine, Erdreich
- Glas.

Sie können durch geeignete technische Verfahren entfernt werden, am wirksamsten erfolgt die sorgfältige Abtrennung der Störstoffe bereits beim Abbruch vor Ort.

5.2 Allgemeines

Kompostierung

Von einer Kompostierung ist aufgrund der gesetzlichen Rahmenbedingungen in Österreich nicht auszugehen, auch wenn einige Dämmstoffe aus nachwachsenden Rohstoffen – zumindest als Kompostzugabe – geeignet wären.

Deponierung

Die Deponierung ist aus abfallwirtschaftlicher Sicht kein sinnvoller Behandlungsweg. Biogene Stoffe können auf Deponien diverse Probleme verursachen. So kann bei feuchter Lagerung unter Sauerstoffabschluss mikrobieller Abbau zur Bildung von Methangas führen, welches im besonderen Maße zum Treibhauseffekt beiträgt. Unter Anwesenheit von Gips

kann Schwefelwasserstoff gebildet werden, ein geruchsintensives Gas (Geruch nach faulen Eiern).

Gemäß Deponieverordnung ist daher die Ablagerung von Abfällen mit einem TOC-Gehalt (Gesamtanteil an organischem Kohlenstoff) über 50 mg/kg TM (Reststoffdeponie) verboten. Diesen Vorgaben entsprechend sind alle biogenen Abfälle von der direkten Deponierung ausgeschlossen. Ausnahmen sind für konkrete Abfälle mit mehr als 50 mg/kg TOC vorgesehen, wenn eine mechanisch biologische Behandlung technisch nicht möglich oder ökologisch und ökonomisch nicht zweckmäßig ist. Unter den Baumaterialien mit biogenem organischen Kohlenstoff betrifft dies magnesit- und zementgebundene Holzwoolledämmplatten, zementgebundenen Holzspanbeton und Brandschutzplatten für die Ablagerung auf Baurestmassendeponien.

5.3 Holz und Holzwerkstoffe

Beschreibung

Holz besteht aus (LECHNER, BINNER, 1994) :

- 40 – 55 % Zellulose
- 20 – 40 % Hemizellulose
- 18 bis 35 % Lignin
- weiters aus Reservestoffen, Farbstoffen, Gerbstoffen und Imprägnierstoffen (Wachse, Harze)

Unbehandeltes Holz enthält außerdem in geringen Mengen Schwermetalle, die über die Luft bzw. über Boden und Grundwasser aufgenommen werden. Die Schwermetallgehalte von unbehandeltem Holz liegen unter den für Biokomposte vorgeschriebenen Grenzwerten.

Der Großteil der heute im Hochbau eingesetzten Hölzer und Holzwerkstoffe kann als entsorgungstechnisch unbedenklich eingestuft werden, ev. können Zusatzstoffe wie Klebstoffe und Bindemittel, Flammschutzmittel, Oberflächenbehandlungsmittel und -beschichtungen, Holzschutzmittel sowie natürliche Inhaltsstoffe von Interesse sein.

Als **Klebstoffe und Bindemittel** werden in Holz und Holzwerkstoffen vorwiegend

- Polyvinylacetatleime („Weißleime),
- Polymeres 4,4-Diphenylmethandiisocyanat (PMDI),
- Harze, die durch Reaktion von Formaldehyd mit Stoffen wie Harnstoff (UF), Melamin (MF), Phenol (PF), Resorcin (RF) oder Kombinationen dieser Stoffe entstehen,
- Anorganische Bindemittel (Portlandzement, Gips, Magnesit)

eingesetzt. Da anorganisch gebundene Holzwerkstoffe ein gänzlich unterschiedliches Entsorgungsverhalten zeigen wie organisch gebundene Holzwerkstoffe, werden sie in einem eigenen Kapitel behandelt.

Unbehandelte Holzwerkstoffe weisen Euroklasse E oder D (abhängig von der Rohdichte) auf. Durch die Zugabe von **Flammschutzmittel** können die Euroklassen C bis B erreicht werden. Die Flammschutzausrüstung von Holz- und Holzwerkstoffen kann in drei grundsätzliche Klassen eingeteilt werden:

- Flammschutzmittel, die im Produktionsprozess eines Holzwerkstoffes zugegeben werden
- Flammschutzmittel, die industriell durch Druckimprägnierung in Vollholz, Sperrholz, Spanplatten etc. im Anschluss an die Produktion eingebracht werden
- Flammschutzmittel, die als Anstriche auf der Baustelle auf bereits installierte Holzprodukte aufgebracht werden

Die chemischen Formulierungen für Flammschutzmittel basieren meist auf Phosphor, Stickstoff, Bor und Wasserglas. Beispiele sind: Ammoniumphosphat, Ammoniumsulfat, Ortho-Phosphorsäure, Borate, Melaminphosphate (FIRERETARD 2008).

Oberflächenbehandlungsmittel und -beschichtungen dienen einerseits der ästhetischen Gestaltung, andererseits dem Oberflächenschutz. Sie vermindern das Eindringen von Wasser und reduzieren so größere Feuchteschwankungen im Holz. Im Außenbereich werden Behandlungen und Beschichtungen neben dem Feuchteschutz vor allem zum Schutz vor UV-Strahlung des Sonnenlichts eingesetzt, im Innenbereich sollen sie Fußböden oder Möbel vor zu schneller Abnutzung schützen. Beschichtungssysteme für Holz können in deckende und lasierende Systeme unterteilt werden. Als Einsatzstoffe kommen Kunststoffe und Naturstoffe in Frage.

Oberflächenbeschichtungen können Schwermetalle und Halogene in Additiven wie Trockenstoffen, Stabilisatoren, Netzmitteln oder Topfkonservierungsmitteln enthalten. Hinsichtlich der Entsorgung von beschichtetem Altholz haben besonders PVC-Beschichtungen Umweltrelevanz (siehe Kap. Kunststoffe / Polyvinylchlorid (PVC)).

Holzschutzmittel enthalten Wirkstoffe („Biozide“), die Holzschädlinge bekämpfen. Als Schadorganismen können holzerstörende Pilze, Holzverfärbende Pilze oder Insekten auftreten. Biozide umfassen eine große Palette von Wirkstoffen, die Anwendung von Bioziden bringt nicht selten ein gewisses Risiko mit sich, sowohl für den Anwender, als auch für die durch behandelte Materialien exponierten Personen und die Umwelt. Generell wird daher auch im normativen Regelwerk der Einsatz von chemischem Holzschutz möglichst hinten gehalten. Strengere Auflagen für die Zulassung erschweren zusätzlich das Inverkehrsetzen von Holzschutzmitteln.

Dementsprechend geht der Einsatz von Holzschutzmittel und Holzlasuren in Österreich stetig zurück. So wurden 2006 rund 12,4 Mio. Liter Holzschutzmittel und Holzlasuren und damit um 11 % weniger als im Jahr 2003 abgesetzt. Mit knapp 9 Mio. abgesetzten Litern erreichten biozide Mittel einen Marktanteil von 72,5 %. Die Herstellung biozider Produkte hatte in den letzten Jahren die stärksten Rückgänge zu verzeichnen. Dieser Trend wird sich mit Inkrafttreten der neuen Normen und infolge des zunehmenden Umweltbewusstseins der Konsumenten ab 2007 noch ausgeprägter fortsetzen (FENSTERPLATZ, 2007).

Im Hochbau werden heute vor allem Fenster, speziell solche aus einheimischen Nadelhölzern, mit Holzschutzmitteln, überwiegend mit lösemittelhaltigen Präparaten behandelt. Die größte Bedeutung besitzt das Bläueschutzmittel Dichlofluanid. Andere gängige Wirkstoffe in lösemittelhaltigen Holzschutzmitteln sind Tebuconazol, Propiconazol, Tolyfluanid, Furmecycloxy (Xyligen B), Xyligen AI. (IFT 1998).

Neben den lösemittelhaltigen Präparaten können noch wasserlösliche Holzschutzmittel aus Salzen bzw. Salzgemischen, die in Wasser gelöst sind, für spezielle Anwendungszwecke im

Hochbau eingesetzt werden. Ihre Zusammensetzung wird durch Kombinationen von Buchstaben gekennzeichnet:

- C: Chromverbindungen (Kaliumdichromat, Natriumdichromat, Ammoniumdichromat)
- F: Fluorverbindungen (Magnesiumhexafluorsilikat, Kupferhexafluorsilikat, Kaliumhydrogenfluorid, Ammoniumhydrogenfluorid)
- A: Arsenverbindungen (hauptsächlich Arsenpentoxid)
- B: Borverbindungen (Borsäure, Borax, Polybor)
- K: Kupferverbindungen (Kupfersulfat, Kupferhexafluorsilikat)

Die in Österreich gebräuchlichen CKB-Salze bestehen also aus Chrom (Bichromat), Kupfer und Bor. Bei den neuartigen chromatfreien Produkten wie z.B. Kupfer-HDO (Kupfer-Cyclohexyldioxyldiazoniumoxidhaltig) wird diese Bezeichnungsart allerdings nicht mehr angewandt.

Weitere **Hilfs- und Zusatzstoffe**, die in Holzwerkstoffen Einsatz finden können, sind Härter (bei Aminoplasten) und Hydrophobierungsmittel (meist Paraffine). Als Härterzusatz wird bei Aminoplasten Ammonsulfat und -nitrat eingesetzt, Ammonchlorid wird z.B. in Deutschland nicht eingesetzt. Bei Phenolharzen ist kein Härter notwendig. Bei Polyurethanverleimung können Amine als Beschleuniger zum Einsatz kommen (KUTSCHERA, WINTER, 2006).

Für die hochwertige stoffliche und thermische Verwertung ist von Bedeutung, dass die meisten Holzbehandlungen anhand des Sortimentes, der Herkunft sowie des Aussehens erkannt werden können und mit dieser Kenntnis das Altholz in die unterschiedlichen Qualitäten („behandelt“, „unbehandelt“, „augenscheinlich schadstofffrei behandelt“) eingeteilt werden kann.

Exkurs: Schadstoffgehalte in Holz und Holzabfällen

Abbruchholz kann Schadstoffe beinhalten, welche die Entsorgungseigenschaften beeinträchtigen. Die Schadstoffe entstammen Störstoffen, holzeigenen Inhaltsstoffen und holzfremden Inhaltsstoffen. Die größte Bedeutung haben die holzfremden Inhaltsstoffe (siehe auch Beschreibung).

In der österreichischen Gesetzgebung wird zwischen folgenden Holzabfallqualitäten unterschieden (BAWP 2006):

Unbehandeltes Altholz: gänzlich naturbelassenes oder lediglich mechanisch bearbeitetes Altholz ohne Verunreinigungen mit holzfremden Stoffen.

Behandeltes Altholz: mit holzfremden Stoffen verunreinigtes Holz. Verleimtes, beschichtetes, gestrichenes, lackiertes und /oder holzschutzbehandeltes Altholz ist jedenfalls als behandeltes Altholz einzustufen.

Schadstofffrei behandeltes Altholz (Spezifizierung 03 gem. Abfallcodes): Diese Kategorie umfasst Althölzer mit chemischen Behandlungen / Beschichtungen, die schwermettallfrei, halogenfrei und frei von organischen Schadstoffen sind, wie insbesondere Lacke und Lasuren ausschließlich für den Innenbereich, Naturharzhartöl, Leinöl und Leinölfirnis, Wachse ohne Lösungsmittel, Melaminharz- oder Harnstoffharzbeschichtungen.

Charakteristische Stoffe für Holzverunreinigungen nach IFT (1998) und die korrespondierenden Grenzwerte für „schadstofffrei behandelte Althölzer“ sind in Tabelle 15 zusammengestellt. Um zu zeigen, wie niedrig diese liegen, sind in den letzten beiden Spalten die Richtwerte des natureplus-Qualitätszeichens (Stand 2008) für (neue) Spanplatten (Vergaberichtlinie 0202) und für Ziegel (Vergaberichtlinie 1102) angefügt, die sich an natürlichen Verunreinigungen der Baumaterialien orientieren.

Holzverunreinigung in mg / (kg TS)	Schadstoffquelle (ift (1998))	Grenzwert (BAWP 2006)	natureplus-RW Spanplatte	natureplus-RW Ziegel
Arsen	Holzschutzmittel	1,2	1	20
Blei	Beschichtungen	10	10	20
Bor	Holzschutzmittel	-	25	-
Cadmium	Beschichtungen	0,8	0,5	1
Chrom	Beschichtungen	10	2 *	100
Eisen	Beschichtungen	-	-	-
Kupfer	Holzschutzmittel	10	10	100
Quecksilber	Holzschutzmittel	0,05	0,3	0,5
Titan	Beschichtungen	-	-	-
Zink	Beschichtungen	140	-	-
Stickstoff	Beschichtungen	-	-	-
Chlor	Halogenorg. Beschichtungen	250	-	-
Fluor	Holzschutzmittel	15	-	-
PCP	Altlast (Holzschutzmittel)	1,5	-	-
PCB	Altlast (Holzschutzmittel)	1,5	-	-
Lindan	Altlast (Holzschutzmittel)	1	-	-
Teeröle	Altlast (Holzschutzmittel)	-	-	-
ΣPAK (EPA)	-	1	-	-

* für Vollholz (natureplus RL 0210) gilt ein Richtwert von 5 mg/(kg TS)

Tabelle 15: Charakteristische Stoffe für Holzverunreinigungen und korrespondierende Grenzwerte für „schadstofffrei behandelte Althölzer“ gem. BAWP (2006). Die letzten beiden Spalten zeigen zum Vergleich die natureplus-Richtwerte für Spanplatten und Ziegel (Stand 2008)

Die Schadstofffreiheit ist eine wichtige Voraussetzung für die stoffliche Verwertung von Holzabfällen. Eine Reihe von Publikationen zur Vermeidung und Verwertung von Holzabfällen beschäftigt sich daher mit deren Schadstoffgehalt. Bei den Untersuchungen wird in der Regel nicht nach der Herkunft bzw. dem Alter des Holzes unterschieden, sodass davon auszugehen ist, dass auch Altholz aus Altlasten (PCP-behandelt, blei- oder cadmiumhaltig und andere bereits verbotene Substanzen) darin enthalten ist. Diese Untersuchungen stellen somit den „**ungünstigsten Fall**“ aus heutiger Sicht dar. Drei Untersuchungen seien hier exemplarisch angeführt:

Von PLADERER et al (2004) wurden die aus gemischten Baustellenabfällen aussortierten Fraktionen chemisch-analytisch untersucht. In Bezug auf den Richtwert der deutschen Altholzverordnung zur Beurteilung der Altholzqualität wurde festgestellt, dass sämtliche Schadstoffgehalte der aus Baustellenabfällen aussortierten Fraktion „unbehandeltes Altholz“ unter den Grenzwerten lagen. Die Chargen „behandeltes Altholz“ wiesen jeweils zumindest eine Grenzwertüberschreitung auf. Die PAK-Belastung aller aus Baustellenabfällen

aussortierten Bau- und Abbruchhölzer zeigt „sehr deutlich, dass eine Altholzsortierung direkt an der Anfallstelle anzustreben ist, da nur an der Quelle die Herkunft der Hölzer – und damit deren potenzielle Schadstoffbelastung – nachvollziehbar ist“. Diese Anforderung spiegelt sich auch in der österreichischen Gesetzgebung wieder, die eine stoffliche Verwertung nur von quellsortierten Althölzern erlaubt.

Von ROTTER (2002) wurde die Aufteilung der Gesamtfracht einzelner Schwermetalle auf die einzelnen Fraktionen sächsischen Restmülls (ausgenommen der Metall- und Batteriefraktionen) bestimmt. Holz weist geringe Schwermetallfrachten (Cd, Pb, Hg, Zn) auf. Der Zinkgehalt liegt in der Größenordnung von Kunststoff-Gegenständen und stammt vermutlich aus der Oberflächenbeschichtung.

VOCK (2004) fand stark erhöhte Schwermetall- und Holzschutzmittelgehalt in Fassadenbrettern, Fensterläden, Fenstern und Türen sowie in diversen Holzsortimenten aus der Freiraumgestaltung. Außerdem wurden auch an Wandbrettern im Innenbereich hohe Schadstoffgehalte festgestellt.

Wie bereits erwähnt bilden die oben angeführten Untersuchungen den Iststand der Altholzzusammensetzung (inkl. Altlasten!) ab.

Von den heute im Hochbau eingesetzten Hölzern gehören Holzfenster zu den am häufigsten mit Oberflächenveredelungen und/oder Holzschutzmittel behandelten. Die beiden folgenden Studien haben Fenster einer genaueren Schadstoffanalyse unterzogen:

Vom Wilhelm-Klaudnitz-Institut (WKI, 1995) wurde der Schadstoffgehalt (PCP, Barium, Blei, Titan, Zink, Schwefel) in Altholzfenstern in Abhängigkeit vom Alter und der Farbgebung bestimmt. Aus den Darstellungen ist der deutliche Rückgang der Belastungen mit geringerem Alter der Proben zu erkennen. Es zeichnet sich eine **positive Entwicklung in der Zusammensetzung der Oberflächenbeschichtung** und in den Maßnahmen zum Schutz des Holzes ab.

In IFT (1998) wurde eine ausführliche Untersuchung von Holzfenstern angestellt. Im Rahmen der Studie wurden 15 Beschichtungssysteme, die sich aus 39 einzelnen Beschichtungsprodukten zusammensetzten, untersucht. Als Untersuchungsparameter wurden gewählt: Arsen, Barium, Blei, Bor, Chrom, Cadmium, Calcium, Cobalt, Eisen, Kupfer, Mangan, Quecksilber, Titan, Zink, Zirkonium und die Halogene Chlor, Fluor, Brom, Jod.

Die Grenzwerte für „schadstofffrei behandeltes“ Holz gemäß BAWP (2006) wurden nur in Einzelfällen und meist nur von Proben aus der obersten Schicht (1 mm) überschritten.

Deutlichere Überschreitungen von Grenzwerte gab es nur

- bei zwei blauen Beschichtungssystemen für Kupfer (max. gemessener Wert: 58 mg/kg in 1 mm Schichttiefe),
- bei drei Beschichtungssystemen (hellgrau, weiß, braun) für Quecksilber (max. gemessener Wert: 0,18 mg/kg in 1 mm Schichttiefe), die vermutlich aus Verunreinigungen herrühren.
- bei zwei Beschichtungssystemen (hellgrau, weiß) für Zink (max. gemessener Wert: ca. 6'000 mg/kg in 1 mm Schichttiefe).

Für Cobalt besteht derzeit keine Anforderung hinsichtlich der Verwertung. Dennoch besitzt Cobalt wegen des als krebserzeugend eingestuften Cobalt-Staubs eine gewisse Umweltrelevanz. Cobalt wird in vielen Beschichtungssystemen als Trockenstoff verwendet. Dementsprechend wurde in fast allen Proben Cobalt gefunden (max. gemessener Wert: 100 mg/kg in 1 mm Schichttiefe).

Halogene kommen in den heute angebotenen Beschichtungssystemen nach wie vor in nicht unerheblichen Mengen vor. Dafür sind einerseits die halogenierten Wirkstoffe wie z.B. Dichlofluorid verantwortlich, in mindestens ebenso hohem Ausmaß aber auch andere halogenhaltige Additive oder Bestandteile. Der max. gemessene Wert von 600 mg/kg in 1 mm Schichttiefe (0,06 M.-%) ist allerdings nicht vergleichbar mit den Halogengehalten von Kunststoffen (z.B. 57 M.-% Chlorgehalt in Polyvinylchlorid).

Recycling

Je nach Zustand der Platten und der Verlegungsmethode lassen sich Holzwerkstoffe rückbauen und weiterverwenden (Produktrecycling). Bei Tragkonstruktionen in gutem Zustand ist von einer hohen Wieder- oder Weiterverwendungsrate auszugehen. Sie können z.B. als intakte Bauhölzer wiederverwendet oder im Garten- und Landschaftsbau weiterverwendet werden.

Aber auch die stoffliche Verwertung von Altholz in der Span- oder Faserplatten-Produktion bekommt – als Folge der zunehmenden Verbrennung von Sägenebenprodukten in Biomasseheizanlagen – immer höhere Bedeutung. So setzen die Firma Egger (am Standort in St. Johann) und die Firma M. Kaindl Holzindustrie unbelastetes Altholz als Rohstoff ein. Bei der Fa. Egger durchläuft das Altholz eine Recyclingholz-Reinigungsanlage, die eingeschlossene Störstoffe wie Glas, Steine, Nichteisenteile und Eisenteile abscheidet (KUTSCHERA, WINTER, 2006, Seite 94).

Der BAWP 2006 sieht folgende Leitlinien für die stoffliche Verwertung von Altholz vor:

- Mit dem Einsatz des Altholzes darf kein höheres Umweltrisiko als bei einem vergleichbaren Primärrohstoff oder einem vergleichbaren Produkt aus Primärrohstoff verbunden sein. Die Entsorgung des neu hergestellten Produktes darf nicht belastender sein als eine direkte Entsorgung der belasteten Hölzer.
- Es darf keine Schadstoffanreicherung (im Produktkreislauf) erfolgen.
- Das Wissen um die Schadstoffbelastung darf nicht verloren gehen. Daher müssen behandelte Althölzer oder unter stofflicher Nutzung von behandelten Althölzern hergestellte Produkte im gleichen Einsatzbereich verbleiben oder in Bereichen verwendet werden, die eine dem Gefährdungspotential der genutzten Althölzer entsprechende Entsorgung zwingend erforderlich machen.

In diesem Sinn müssen Hölzer, die einer stofflichen Verwertung zugeführt werden sollen, bereits am Anfallsort – vor einer weiteren Behandlung (z.B. Zerkleinerung) – getrennt erfasst und gesammelt werden. Die Trennung ist auch während der Lagerung und des Transportes aufrecht zu erhalten. Gesetzlich ist eine Trennung von Holzabfällen ab einer Mengenschwelle von 5 Tonnen vorgeschrieben (Verordnung über die Trennung von Bauabfällen, BGBl. Nr. 259/1991). Werden Hölzer, die einer stofflichen Verwertung zugeführt werden

sollen, nicht bereits am Anfallsort getrennt („quellensortiert“), so ist jede Charge einer analytischen Untersuchung zur Identifikation der Schadstofffreiheit zu unterziehen.

Es dürfen nur unbehandelte oder schadstofffrei behandelte Holzabfälle stofflich verwertet werden. Diese Kategorie umfasst Althölzer mit chemischen Behandlungen / Beschichtungen, die schwermetallfrei, halogenfrei und frei von organischen Schadstoffen sind, wie insbesondere Lacke und Lasuren ausschließlich für den Innenbereich; Naturharzhartöl; Leinöl und Leinölfirnis; Wachse ohne Lösungsmittel; Melaminharz- oder Harnstoffharzbeschichtungen (BAWP, 2006).

In der Papier- und Zellstoffindustrie ist der Einsatz von Bau- und Abbruchholz nach BAWP (2006) nicht zulässig.

Eine Verwendung von chemisch behandelten Althölzern im Baubereich ist nur in jenen Einsatzbereichen zulässig, für die eine chemische Behandlung notwendig ist. Salzimprägnierte Althölzer dürfen nur im selben Einsatzbereich und nur, wenn dadurch eine Substitution von andernfalls neu aufzubringenden Holzschutzmitteln erzielt werden kann, verwendet werden.

Verbrennung

Die thermische Verwertung von Post-Consumer-Holzabfällen hat die höchste Bedeutung als Entsorgungsweg. Neben reinen Abfallverbrennungsanlagen, in denen ausschließlich Haushalts- und Gewerbeabfälle verbrannt werden, gibt es auch industrielle Feuerungsanlagen und kalorische Kraftwerke, in denen aufbereitete Holzabfälle mitverbrannt werden können. So werden in einigen Span- und Faserplattenwerken auch außerbetriebliche Holzabfälle verbrannt. Über die Mengen der eingesetzten Abfälle/Brennstoffe ist nichts bekannt. (KUTSCHERA, WINTER, 2006, Seite 128).

Holz besitzt einen hohen Heizwert (zwischen 12,5 und 20,1 MJ/kg).

Die chemische Analyse von frischem Holz ergibt (LECHNER, BINNER, 1994)⁸:

- 50 % Kohlenstoff
- 5 – 6 % Wasserstoff
- 44 % Sauerstoff
- 0,01 – 0,25 % Stickstoff
- geringe wechselnde Mengen Si, Mg, K, Ca, Na, P u. a.
- 0,6 % Asche

Der Chlorgehalt ist sehr gering und beträgt ca. 0,02 %. Unbehandeltes Holz kann daher in allen Feuerungsanlagen unbedenklich verbrannt werden, welche die Anforderungen für Kessel- bzw. Feuerungsanlagen einhalten (BAWP 2006).

Für behandeltes Holz ist gemäß BAWP (2006) folgendes zu beachten: „Der Einsatz von Ersatzbrennstoffen in thermischen Behandlungsanlagen wird zukünftig durch die Richtlinie für Ersatzbrennstoffe geregelt. Für Holzabfälle, die infolge einer Behandlung mit Holzschutzmitteln oder einer Beschichtung halogenorganische Verbindungen oder

⁸ die konkrete chemische Zusammensetzung eines Holzes ist selbstverständlich von einer Reihe von Faktoren wie Holzart, Holzalter, Holzschicht etc. abhängig

Schwermetalle enthalten können und zu denen insbesondere solche Holzabfälle aus Bau- und Abbruchabfällen gehören, sind die Bestimmungen der Abfallverbrennungsverordnung, BGBl. II Nr. 389/2002, (AVV) einzuhalten.“

Insgesamt können bei der Verbrennung von behandeltem Holz oder Holzwerkstoffen zusätzliche Emissionen im Rohgas (ungereinigtes Abgas) nicht ausgeschlossen werden (LECHNER, BINNER, 1994, S 29):

- Lacke, Beschichtungen, Kunststoffharze und andere Holzzusatzmittel weisen eine andere Verbrennungscharakteristik auf als Holz alleine. Bei nicht ausreichender Temperatur oder Sauerstoffversorgung werden Kunststoffe rasch pyrolysiert; dabei können organische Schadstoffe (PAK etc.) emittiert werden.
- Ammoniumhaltige Holzwerkstoffe können nach MARUTZKY (1992) aber auch besseres Ausbrandverhalten zeigen als Stückholz.
- Im Altholz sind stets Metallteile und -verbindungen in unterschiedlichen Konzentrationen enthalten.
- Es sind außerdem Verunreinigungen durch die Nutzung der Abbruchobjekte, aus dem das Altholz stammt, aber auch durch die Sammlung und Aufbereitung möglich.

Aufgrund ihrer chemischen Zusammensetzung kann das Verhalten der potentiellen Zusatzstoffe in Holz und Holzwerkstoffen in Abfallverbrennungsanlagen folgendermaßen charakterisiert werden:

Der Stickstoffgehalt der meisten **Bindemittel** kann im Vergleich zu natürlichem Holz bei Holzwerkstoffen zu höheren NO_x-Emissionen führen, die in Verbrennungsanlagen mit DeNO_x-Anlagen (Standard in Abfallverbrennungsanlagen) kein Problem darstellen. CN-Emissionen können durch gute Verbrennungsbedingungen ebenfalls vermieden werden (ANDERS 2000).

Polyvinylacetatleime können etwa 40 – 60 % Aluminiumchlorid oder Chromsalze enthalten (IFT 1998). Dies entspricht bei einem Leimanteil von z.B. 3 % geringen 15g/kg Holzwerkstoff.

Zurzeit sind keine Veröffentlichungen bekannt, die sich mit dem Lebenszyklus von **flammgeschützten Holzprodukten** beschäftigen (FIRERETARD 2008), auch über das Verhalten in Abfallverbrennungsanlagen liegen der Autorin keine Informationen vor.

Aufgrund der chemischen Zusammensetzung potenzieller Flammenschutzmittel kann von folgendem entsorgungstechnischen Verhalten ausgegangen werden:

- Bei der Verbrennung von Ammoniumphosphaten und Ammoniumsulfaten entstehen Ammoniak und Stickoxide bzw. Schwefeloxide, ggf. auch Phosphoroxide. Diese Flammenschutzmittel werden vom deutschen Umweltbundesamt als ökologisch unbedenklich bezeichnet. (LEISEWITZ et al, 2000, Seite 114 und 132).
- Ebenso unbedenklich sind die geringen Mengen an Aluminiumoxid (< 1 M.-%), die Holzfaserverplatten, welche im Nassverfahren hergestellt werden, beigegeben werden.
- Ortho-Phosphorsäure hat die Formel H₃PO₄ und ist die wichtigste Sauerstoffsäure des Phosphors. Sie dient vermutlich vor allem als Ausgangsstoff für phosphathaltige Flammenschutzmittel.
- Beim Verbrennen von Boraten werden Boroxide gebildet, die an Partikel gebunden sind.

- Melaminphosphat stellt eine Säurequelle in aufschäumenden Brandschutzmitteln dar. Über das Verhalten in Abfallverbrennungsanlagen konnte nichts gefunden werden. Aufgrund der chemischen Zusammensetzung kann mit Ammoniak, Stickoxid- und Phosphoroxid-Emissionen gerechnet werden.

Die in Additiven wie Trockenstoffen, Stabilisatoren, Netzmitteln oder Topfkonservierungsmitteln der **Oberflächenbeschichtungen** enthaltenen Halogene oder Schwermetalle (heutzutage vor allem Zink- und Cobaltverbindungen) können wegen der geringen Konzentrationen als unproblematisch für die thermische Verwertung in Abfallverbrennungsanlagen angesehen werden.

Bei der Verbrennung von halogenorganischen Beschichtungen wie PVC bilden sich in ungeeigneten Anlagen Dioxine in der Abluft (siehe auch Kap. Kunststoffe / Polyvinylchlorid (PVC)).

Problematisch können sich in Abfallverbrennungsanlagen **Holzschutzmitteln aus Salzen bzw. Salzgemischen** auswirken, da z.B. Kupfer ein Katalysator für die Dioxinbildung ist. Nach ANDERS (2000) erhöhen sich die Dioxin-Emissionen um einen Faktor 4, wenn 7 % holzschutzmittelbehandeltes Holz zu Siedlungsabfällen hinzugemischt wird. Von den üblichen Holzschutzmittelsalzen endet in Abfallverbrennungsanlagen Kupfer zu 90 % in der Schlacke, Chrom in beiden Aschenfraktionen (67 % / 33 %), Arsen ebenfalls (25 % / 75 %), Cadmium beinahe vollständig in der Flugasche (ANDERS, 2000). Bei der Verbrennung von Holzschutzmitteln in Einzelöfen kann es zu Quecksilber-, Chrom-, Arsen- oder Cadmiumbelastungen in der Abluft kommen.

Die Mengen an halogenorganischen Verbindungen aus **organischen Holzschutzmitteln** sind in Abfallverbrennungsanlagen unproblematisch, in Anlagen ohne entsprechende Rauchgasreinigung können sie zu erhöhten Dioxinmissionen führen.

Zusätzlich zum legalen Entsorgungsweg, muss außerdem davon ausgegangen werden, dass Altholz oftmals privat in Einzelheizungen genutzt wird. Dies kann sich besonders nachteilig bei beschichteten oder holzschutzmittelbehandelten Hölzern auswirken.

In einigen Bundesländern wurde die Verbrennung von Spanplatten in privaten Feuerungsanlagen (in Haushalten) verboten. Nach LECHNER und BINNER (1994, S 29) wäre neuerlich zu prüfen, ob dieses Verbot in Zukunft auch dann zweckmäßig ist, wenn in Österreich ausschließlich chlorfreie Holzwerkstoffe vertrieben werden.

Deponierung

Die aktuelle Situation der Abfallwirtschaft in Österreich ist maßgeblich durch die Vorgabe der Deponieverordnung gekennzeichnet, wonach unbehandelte organische Abfälle seit 1. Jänner 2004 nicht mehr deponiert werden dürfen. Eine **Deponierung** von Holzabfällen ist daher nicht zulässig (abgesehen als Verunreinigung in mineralischen Baurestmassen in einem Ausmaß von insgesamt höchstens zehn Volumsprozent).

Weitere Ablagerungsformen kommen für Altholz aus dem Bauwesen nicht in Betracht:

- Bau- und Abbruchholz ist nicht für die Herstellung von **Komposten** zugelassen (BGBl. II Nr. 292/2001 Kompostverordnung).

- Für die Herstellung von **Müllkompost** sind zwar auch kompostierbare Siedlungsabfälle zulässig, dabei ist aber, wenn überhaupt, von einem sehr geringen Altholzanteil auszugehen.
- Für **Vererdung** (Herstellung von Erden aus biologisch abbaubaren Materialien) sind dieselben Holzabfälle als Ausgangsmaterial wie für die Kompostierung – also kein Bau- und Abbruchholz – zulässig (BAWP 2006).

Wird Holz dennoch (z.B. in Form von Verunreinigungen) abgelagert, so beschreiben LECHNER und BINNER (1994, Seite 34) deren Verhalten folgendermaßen: Großformatige Holzstücke werden nur sehr langsam abgebaut. Der erforderliche Wassergehaltsbereich für einen Abbau liegt zwischen 20 und 40 %. Anaerobes Milieu und niedere Temperaturen wirken konservierend. Span- und Faserplatten hingegen sind wegen ihrer Porosität rascher abbaubar.

Entsorgungswege in Zahlen

Auf Basis der im Rahmen der Studie durchgeführten Recherche spricht vieles dafür, dass bereits in den vergangenen Jahren kaum mehr Altholz auf der Deponie landete:

- In Österreich fallen laut FEHRINGER et al (2003) jährlich ca. 10,2 Mio. t brennbare Abfälle aus Industrie und Gewerbe an. Die deponierte Menge an Baustellenabfällen (SN 91206) betrug lediglich 17.000 t. Diese Angaben werden durch den BAWP (2006) bestätigt (15.000 t deponierte brennbare Baustellenabfälle).
- Die deponierte Menge an Bau- und Abbruchholz betrug gemäß FEHRINGER et al (2003) bereits vor Inkrafttreten der Deponieverordnung nur 15.000 t.
- Sperrmüll enthält gemäß PLADERER et al. (2004) einen Altholzanteil von 12 bis 25 %. Sperrmüll, der nicht mehr stofflich verwertet wird, wird thermisch behandelt oder deponiert. Ausgehend von einer deponierten Sperrmüllmenge von 81'000 t (BAWP 2006) würde das einer deponierten Altholzmenge von max. 20.000 t entsprechen, wobei davon auszugehen ist, dass vorzugsweise die anorganischen Bestandteile des Sperrmülls deponiert werden und der deponierte Altholzanteil tatsächlich geringer ist.
- Sortenrein gesammeltes unbehandeltes und behandeltes Altholz wird zum größten Teil in thermischen Anlagen unter Nutzung des Energieinhalts verbrannt (BAWP 2006).
- 93.000 t „Baustellenabfälle“ wurden von den Mitgliedern des Österreichischen Recyclingverbands gesammelt. Die Verwertungsquote betrug 9 %. Der überwiegende Entsorgungsweg war die thermische Verwertung nach Sortierung (BAWP 2006).
- Laut Auskunft des BMLFUW wurden 2004 nur 1000 t Holzabfälle und 3400 t Holzwolle deponiert. Dies ergibt sich aus den Schlüsselnummern der deponierten Abfälle, welche die Deponiebetreiber verpflichtend ans Ministerium melden müssen. Zusätzlich nicht abtrennbare Restanteile können im Bauschutt enthalten sein. Für die Verbrennung der Holzabfälle gibt es keine Anlagen-Engpässe (TANZER, 2007).

Somit beträgt nach Annahmen der Autorin die derzeit maximal deponierte Altholzmenge 40'000 t oder etwas mehr als 3 % der gesamt anfallenden Altholzmenge.

Vom Land Vorarlberg wurde eine umfangreiche Studie zur mengenmäßigen Erhebung der im Kalenderjahr 2003 in Vorarlberg angefallenen biogenen Abfälle inklusive Erhebung der

Entsorgungswege bzw. Stoffströme beauftragt (HARATHER, 2004). Die Erhebung erfolgte bei Anfallstellen (Gewerbe- und Industriebetriebe, Kommunale/öffentliche Anfallstellen) und bei Abfallsammlern und -behandlern. Holzabfälle fielen dabei vorwiegend in den Gewerbe- und Industriebetrieben an (96,9 %, Seite 13). Die größten Positionen zeigt Tabelle 16.

SN	Holzabfälle	Gewerblich [t]	Kommunal [t]
17102	Schwarten, Spreißeln aus sauberem, unbeschichtetem Holz	4.587,8	
17103	Sägemehl und Sägespäne aus sauberem, unbeschichtetem Holz	25.622,1	
17115	Spanplattenabfälle	4.072,8	
17201	Holzemballagen und Holzabfälle, nicht verunreinigt	4.763,3	
17202	Bau- und Abbruchholz	25.696,4	2.033,6
	Gesamt	65.682,1	2.107,2

Tabelle 16: Anfall an Holzabfällen 2003 in Vorarlberg in Tonnen (HARATHER, 2004, Seite 16)

Die prozentuelle Aufteilung unter den vorgegebenen Behandlungswegen zeigt Tabelle 17:

A	Behandlung am Anfallsort	
A1	Kompostierung	0,0
A2	Thermische Behandlung	54,9
B	Abgabe an Verwerter bzw. sonstige Behandler mit Kenntnis des weiteren Behandlungsweges	
B1	Anaerobe Behandlung	0,0
B2	Verfütterung	0,0
B3	Kompostierung	0,0
B4	Thermische Behandlung	17,9
B5	Stoffliche Verwertung	0,0
B6	Deponierung (nahezu ausschließlich 17201 Holzemballagen)	0,7
C	Abgabe an Übernehmer ohne weitere Kenntnis des Behandlungsweges	
C1	Abgabe an Landwirte oder Private	0,8
C2	Abgabe an Gemeinden	0,0
C3	Abgabe an Abfallsammler und -behandler in Vorarlberg	3,0
C4	Abgabe an Stellen in anderen Bundesländern	7,6
C5	Abgabe an Stellen im Ausland	
C5-1	Stoffliche Verwertung im Ausland	14,9
C5-2	Sonstige Behandlung	0,2
	Gesamt	100,0

Tabelle 17: Behandlungswege 2003 in Vorarlberg in % (HARATHER, 2004, Seite 23)

Der Großteil der Holzabfälle wurde also einer thermischen Verwertung zugeführt (73 %). Ein kleiner Anteil von 0,7% – nahezu ausschließlich von der SN 17201 „Holzemballagen und Holzabfälle, nicht verunreinigt“ – wurde der Deponierung zugeführt. Die stoffliche Verwertung erfolgte vorwiegend im Ausland, tw. in anderen Bundesländern.

5.4 Anorganisch gebundene Holzwerkstoffe (AHW)

Zu den anorganisch gebundenen Holzwerkstoffen zählen Holzwolle-Leichtbauplatten, Gips- und zementgebundene Spanplatten. Der Holzfasergehalt liegt bei diesen Spanplatten zwischen 30 und 60 M.-%. Als anorganische Bindemittel werden Gips, Zement und Magnesit verwendet. Zusätzlich können geringe Mengen an Mineralisierungsmitteln, Verflüssiger, Beschleuniger oder Verzögerer zugegeben werden.

Bei der üblichen Einbausituation ist von einer Wiederverwendung der anorganisch gebundenen Holzwerkstoffe nicht auszugehen. Eine stoffliche Verwertung ist wegen des anorganisch – organischen Verbunds nur in geringem Ausmaß möglich. Sortenreine, saubere Abbruchmaterialien könnten wieder in die Produktion rückgeführt werden (Anteil am Neuprodukt bis zu ca. 10 %).

Eine thermische Beseitigung ist aufgrund der dafür notwendigen hohen Temperaturen nicht sinnvoll. Durch die Einbindung in das anorganische Bindemittel wird Holz einer thermischen Verwertung entzogen und kann nicht mehr thermisch genutzt werden. Werden die Produkte dennoch einer Abfallverbrennungsanlage zugeführt, landet der Großteil in der Schlacke.

Magnesit- und zementgebundene Holzwolledämmbauplatten können gem. österreichischer Deponieverordnung trotz des hohen Anteils organischer Bestandteile auf Baurestmassendeponien beseitigt werden. Die Begründung liegt in der Mineralisierung des Holzes und der damit für die Deponierung unbedenklichen Form. Laut Aussagen des Baustoffrecyclingverbands haben aber nur wenige Deponien in Österreich um die Erlaubnis zur Ablagerung von Holzspanbeton angesucht.

In der Praxis werden diese vermutlich wie von (SUNDL, 2005) für Gipskartonplatten ausgeführt in Baurestmassen versteckt.

In der Studie wird von 100 % Deponierungsrate ausgegangen.

5.5 Dämmstoffe aus biogenen Rohstoffen

Vorbemerkung

Die meisten Dämmstoffe aus biogenen Materialien werden lose verlegt oder mechanisch befestigt. Sie sind daher gut rückbaubar. Wenn sie während der Nutzungsdauer keiner erhöhten Feuchte ausgesetzt wurden, ist mit einem guten Materialzustand zu rechnen, sodass sie auch wiederverwendet werden könnten. Von einem stofflichen Recycling ist aus folgenden Gründen eher nicht auszugehen: Dämmstoffe aus biogenen Rohstoffen haben einen sehr geringen Marktanteil. Derzeit ist aus Ansicht der Autorin auch nicht absehbar, dass es in den nächsten Jahren zu einer Marktverschiebung zu deren Gunsten kommen wird. Es ist davon auszugehen, dass auch in Zukunft der Aufbau einer Rücknahmelogistik für PC-Abfälle zu aufwändig sein wird und es für eine stoffliche Verwertung in fremden Produktionsprozessen wenig wirtschaftliche Motivation geben dürfte.

Dämmstoffe aus biogenen Rohstoffen können gemeinsam mit anderen Abfällen aus brennbaren Baumaterialien in Abfallverbrennungsanlagen thermisch verwertet oder beseitigt werden.

Die meisten Dämmstoffe auf Basis von Zellulose oder Lignozellulose zeigen ein unproblematisches Brandverhalten, da sie hauptsächlich aus Kohlenstoff, Wasserstoff und Sauerstoff bestehen. Nachteilig können sich Flammschutzmittel- oder Kunststoffbeimengungen (z.B. wegen des Stickstoff- oder Schwermetallgehalts) sowie Bitumenimprägnierungen (wegen polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffverbindungen) auswirken. Über biozide Schutzmittel können Metalle oder Halogene eingebracht werden und schließlich können auch die Materialeigenschaften mancher biogener Rohstoffe selbst mit problematischen Stoffen (Chlor, Stickstoff) behaftet sein.

Einige Dämmstoffe aus biogenen Rohstoffen können auch als Wärmedämmverbundsysteme eingesetzt werden. Hier sind vor allem die mineralischen Verunreinigungen mit Putzen und Klebern störend.

Im vorliegenden Kapitel werden die wichtigsten Eigenschaften der folgenden Dämmstoffe betrachtet:

- Korkdämmplatten
- Holzfaser-Dämmplatten
- Dämmstoffe aus Altpapier
- Dämmstoffe aus Flachfasern, Hanffasern oder Schafwolle
- Stroh-Dämmstoffe

Holzwoolleichtbauplatten siehe 5.4 Anorganisch gebundene Holzwerkstoffe

Korkdämmplatten

Kork wird aus der Rinde der Korkeiche (Suber) gewonnen. Die Zusammensetzung der Holzrinde unterscheidet sich von den restlichen Holzbestandteilen vor allem durch den höheren Extraktgehalt (z.B. 21 M.-% in Fichtenrinde). Die Rinde der Korkeiche besteht aus 45% Suberin, 27 % Lignin, 12 % Polysaccharide, 6 % Wachse, 6 % Tannine und 4 % Asche. Charakteristisch ist der hohe Suberinanteil (GIL, 1998). Suberin ähnelt in Struktur und Aufbau dem Lignin, exakte Informationen zur Struktur stehen aber noch aus. Es wird angenommen, dass es in zwei Domänen gegliedert ist, eine mit phenolartigen Ketten und eine polyaliphatische Domäne, die räumlich getrennt voneinander vorliegen (de.wikipedia.org).

Für den Einsatz als Wärmedämmung sind Korkdämmplatten aus expandiertem Backkork üblich. Diese werden ausschließlich aus der Rinde der Korkeiche hergestellt. Die Hauptverwendungen von expandiertem Backkork liegt in der Wärmedämmung von Flachdächern und als Dämmplatte im Wärmedämmverbundsystem. Für den Einsatz als Bodenbeläge werden Korkgranulate mit Polyurethan-Kunstharnen, Phenol- und Melaminharnen, in einigen Fällen auch mit Harzen pflanzlichen Ursprungs verklebt. Mit Heißbitumen zu Blöcken verarbeiteter Kork findet in Österreich keine Anwendung mehr.

Saubere Abbrüche aus Korkdämmplatten können zu Korkschröt verarbeitet und als Schüttung verwertet werden. Eine Wiederverwendung als Korkdämmplatte ist bei zerstörungsfreiem Ausbau theoretisch möglich. Im Wärmedämmverbundsystem fallen die Korkdämmplatten beim Abbruch mit mineralischem Putz und Kleber verunreinigt an. Die Verbrennung muss bei hohen Temperaturen erfolgen, von einer stofflichen Verwertung ist nicht auszugehen.

Im Regelfall kann eine thermische Verwertung angenommen werden. Der Heizwert einer Korkdämmplatte beträgt ca. 16,7 MJ/kg (KATALYSE 2003).

Holzfaser-Dämmplatten

Bei Holzfaser-Dämmplatten ist zwischen zwei Plattentypen zu unterscheiden.

- Holzfaser-Dämmplatten, die im Nassverfahren hergestellt werden, enthalten bis auf geringste Anteile von Aluminiumsulfat ausschließlich Holzfasern als Inhaltsstoffe. Aus chemischer Sicht ist das Verhalten dieser Holzfaser-Dämmplatten daher mit jener von unbehandeltem Holz zu vergleichen.
- Holzfaser-Dämmplatten aus dem Trockenverfahren enthalten Bindemittel und Ammoniumpolyphosphate oder Borate als Flammschutzmittel. Als Bindemittel werden PMDI-Kleber oder Bikomponenten-Kunststofffasern eingesetzt, auch mit Stärkefasern gebundene Produkte sind am Markt.

Für bestimmte Anwendungen werden Dämmstoffe aus nachwachsenden Rohstoffen in Bitumen getränkt (z.B. Holzfaserplatten als Unterdachplatte).

Die Verwertungsmöglichkeiten von Holzfaserdämmplatten ohne Zusatzstoffe entsprechen jenen von Korkdämmplatten. Holzfaserdämmplatten aus dem Trockenverfahren ist bei zerstörungsfreiem Ausbau eine Wiederverwendung theoretisch möglich, eine stoffliche Verwertung ist aufgrund des Materialverbunds nicht wahrscheinlich.

In der Regel ist von einer thermischen Verwertung auszugehen. Der Heizwert wird in (KATALYSE, 2003) mit 18 MJ/kg angegeben.

Dämmstoffe aus Altpapier (Flocken und Platten)

Dämmstoffe aus Altpapier werden aus sortiertem Tageszeitungspapier hergestellt. Dämmflocken enthalten neben Altpapier bis zu 20 M.-% Flammschutzmittel, überwiegend Borsalze, einige Hersteller bieten inzwischen auch boratfreie Produkte mit Ammoniumpolyphosphat als Alternative an. Dämmplatten werden darüber hinaus mit Hilfe von biogenen oder synthetischen Fasern gebunden (Stärke oder Bikomponenten-Kunststofffasern).

Dämmplatten werden wie andere Dämmstoffe aus nachwachsenden Rohstoffen verarbeitet, Dämmflocken werden in die Konstruktion eingeblasen, in seltenen Fällen auch geschüttet, aufgeblasen oder aufgespritzt.

Nach wecobis (<http://wecobis.iai.fzk.de/cms/content/site/wecobis/lang/de/Zellulosefaser-Daemmstoffe>, abgerufen am 21.08.2009) hatten Zellulose-Dämmstoffe mit ca. 32 % den größten Marktanteil am Gesamtmarkt aus nachwachsenden Rohstoffen. Dämmstoffe aus

nachwachsenden Rohstoffen hatten 2004 zusammen einen Anteil von ca. 4-5% am gesamten deutschen Dämmstoffmarkt.

Bei zerstörungsfreiem Rückbau können Dämmplatten aus Altpapier theoretisch wiederverwendet werden. Von einer stofflichen Verwertung ist aufgrund des hohen Materialverbrauchs nicht auszugehen.

Altpapierflocken können nicht wie andere zwischen die Tragkonstruktion eingeklemmte Dämmplatten rückgebaut werden. Sie könnten aber aus der Konstruktion abgesaugt, getrocknet und neu eingeblasen werden. Es ist allerdings mehr als fraglich, ob sich der Aufwand ökonomisch lohnt bzw. ob die rückgewonnenen Flocken noch die technischen Anforderungen für einen neuerlichen Einsatz erfüllen (setzungssichere Verdichtung, Wärmedämmfähigkeit, ausreichende Imprägnierung mit Flammschutzmittel, etc). Beim Ausbau ohne Absaugmaschinen ist mit hohen Staubkonzentrationen und Materialverlusten zu rechnen.

Die Beseitigung wird in der Regel in Abfallverbrennungsanlagen erfolgen. Der Heizwert wird in (KATALYSE, 2003) mit 24,7 MJ/kg für Zelluloseflocken und 17 MJ/kg für Zellulosedämmplatten. Der Wert für Zellulosefaserflocken ist nicht allerdings plausibel, da diese bis zu 20 % Flammschutzmittel enthalten. Aufgrund der Zusammensetzung der Zellulosedämmstoff liegt aus Sicht der Autorin auch kein Grund vor, warum der Heizwert von Zelluloseplatten geringer als jener von Flocken sein sollte.

Dämmstoffe aus Hanf- oder Flachsfasern

Dämmstoffe aus Flachs- bzw. Hanffasern werden in der Regel mit Bindemitteln und Flammschutzmitteln behandelt (beides in der Größenordnung von ca. 10 %). Als Bindemittel werden Kartoffelstärke oder Kunststofffasern eingesetzt, als Flammschutzmittel Borsalze oder Ammoniumpolyphosphate.

Literaturdaten zur chemischen Zusammensetzung von Flachs- und Hanffasern zeigt folgende Tabelle:

Zusammensetzung von Flachs- und Hanffasern	Chemische Bestandteile	Röstflachs Anteil in M.-%	Hanf Anteil in M.-%
Cellulose	C, H, O	73,6	67,0
Hemicellulose	C, H, O	12,7	16,1
Pektin	C, H, O, Na, K, Ca, NH ₄	0,9	0,8
Lignin	C, H, O	0,9	3,3
Wachse, Fette	-	k.A.	0,7
wasserlösliche Substanzen	-	k.A.	2,1
Asche	-	1,0	k.A.

Tabelle 18: Zusammensetzung von Flachs und Hanffasern nach Ebert (1992)

Die Fasern bestehen somit hauptsächlich aus C, H und O und sind bezüglich ihres Brandverhaltens als unproblematisch zu bezeichnen. Vorteilhaft ist der geringe Schwefelgehalt, der Stickstoffgehalt ist verbrennungstechnisch nicht problematisch. Der Chlorgehalt der Hanffaser liegt in der Größenordnung von Steinkohle (MAIER et al, 1994-1997). Von einem erhöhten Chlorgehalt in Flachsfasern ist ebenfalls nicht auszugehen.

Bei zerstörungsfreiem Ausbau (lose verlegt) ist eine Wiederverwendung unverschmutzter Flachs- und Hanfdämmplatten möglich. Von einer stofflichen Verwertung ist aufgrund des hohen Materialverbrauchs nicht auszugehen.

In der Regel wird eine thermische Verwertung in Abfallverbrennungsanlagen erfolgen. In (WECOBIS 2009) wird ein Heizwert von 12,3 MJ/kg für Flachsdämmstoffe und von 16,9 MJ/kg für Hanfdämmstoffe (inkl. Polyester-Stützfasern) angegeben. Aufgrund von Plausibilitätsüberlegungen ist davon auszugehen, dass in den angegebenen Werten der Anteil an Zusatzstoffen (Flammschutzmittel) berücksichtigt ist. Für die Flachs- und Hanffaser kann wie für die anderen lignozellulose basierten Rohstoffe von einem Heizwert in der Größenordnung von 17 MJ ausgegangen werden.

Schafwolle-Dämmstoffe

Die gängige Variante von Schafwolle-Dämmstoffen besteht ausschließlich aus mit Mottenschutzmittel (< 1 M.-%) imprägnierter Schafwolle. Derzeit sind verschiedene Mottenschutzmittel in Verwendung, in der Regel handelt es sich dabei um halogenierte Wirkstoffe (organische oder anorganische).

Bei zerstörungsfreiem Ausbau (lose verlegt) kann unverschmutzter Schafwolle-Dämmstoff wiederverwendet werden. Eventuell ist der Mottenschutz zu erneuern. Größere Mengen an Schafwolle-Dämmstoffen aus Sanierungsobjekten können auch wieder textilen Fertigungsprozessen, z.B. für die Automobilindustrie, zugeführt werden.

Wegen ihres guten Brandwiderstandes enthalten Schafwolle-Dämmstoffe meist keine Flammschutzmittel, Schafwolle selber verfügt aber über einen relativ hohen Stickstoffgehalt. Die chemische Zusammensetzung von Schafwolle kann folgendermaßen angesetzt werden: 50 % Kohlenstoff, 22-25 % Sauerstoff (Oxygen), 16-17 % Stickstoff, 7 % Wasserstoff, 3-4 % Schwefel.

Schafwolle-Dämmstoffe haben einen hohen Heizwert (20,43 MJ/kg nach KATALYSE, 2003). Die Verbrennungseigenschaften von Schafwolle werden in der Literatur häufig wegen der Entstehung von Blausäure als problematisch bezeichnet. In Abfallverbrennungsanlagen ist die Entstehung von Blausäure kein Thema. Die höheren NO_x-Emissionen, die aufgrund des Stickstoffanteils auftreten, stellen in Verbrennungsanlagen mit DeNO_x-Anlagen (Standard in Abfallverbrennungsanlagen) ebenfalls kein Problem dar.

Stroh-Dämmstoffe

Aus entsorgungstechnischer Sicht positiv ist für Strohdämmung hervorzuheben ist, dass sie keine Zusatzstoffe enthält. Stroh-Trockenmasse besteht aus knapp 50% Kohlenstoff, 6% Wasserstoff, 42% Sauerstoff sowie geringen Mengen Stickstoff, Schwefel, Silicium und anderen Mineralstoffen, u.a. Alkali (Natrium, Kalium) und Chlorid (BHKW-Anlagen, 2008). Vorteilhaft bei der Verbrennung ist der geringe Schwefelgehalt, der Stickstoffgehalt ist verbrennungstechnisch nicht problematisch (MAIER et al, 1994-1997). Der Heizwert von 17,5 MJ/kg (BHKW-Anlagen, 2008) ist vergleichsweise hoch. Negativ kann sich allerdings der Chlorgehalt von 0,1 – 0,5 % i. d. TS (korrodiert die Kesselwände) und der niedrige Erweichungspunkt der Asche (beginnend bei 800 – 850 °C) auswirken. Die Asche verglast

dadurch schon bei relativ niedrigen Temperaturen und greift den Rost an. Zusätzlich können sich Ablagerungen an Kalium- und Magnesiumoxid bilden (BHKW-Anlagen, 2008).

5.6 Zusammenfassung

Allgemeines

Die meisten Baustoffe aus biogenen Rohstoffen lassen sich einem Produkt- oder Stoffrecycling zuführen. Sie haben in der Regel einen hohen Heizwert und eignen sich grundsätzlich für die thermische Verwertung in Mitverbrennungs- oder Abfallverbrennungsanlagen.

Aus Sicht der stofflichen oder thermischen Verwertung sollten besonders

- Schwermetalle (vor allem flüchtige Schwermetalle),
- Halogene (vor allem Chloride und Fluoride),
- aromatische Kohlenstoffverbindungen,
- abrasive und aggressive Stoffe

im Abfall vermieden werden. Diese Stoffe können aus den biogenen Materialien selbst, aus Zusatzstoffen oder aus Störstoffen stammen.

Von einer Kompostierung ist aufgrund der gesetzlichen Rahmenbedingungen in Österreich nicht auszugehen, auch wenn einige Dämmstoffe aus nachwachsenden Rohstoffen als Kompostzugabe geeignet wären.

Gemäß Deponieverordnung ist die Ablagerung von Abfällen mit einem TOC-Gehalt (Gesamtanteil an organischem Kohlenstoff) über 50 mg/kg TM (Reststoffdeponie) verboten.

Ausnahmen sind für konkrete Abfälle mit mehr als 50 mg/kg TOC vorgesehen, wenn eine mechanisch biologische Behandlung technisch nicht möglich oder ökologisch und ökonomisch nicht zweckmäßig ist.

Holz und Holzwerkstoffe

Bei Tragkonstruktionen in gutem Zustand ist von einer hohen Wieder- oder Weiterverwendungsrate auszugehen. Sie können z.B. als intakte Bauhölzer wiederverwendet oder im Garten- und Landschaftsbau weiterverwendet werden.

Gemäß BAWP (2006) sollte eine stoffliche Verwertung von Bau- und Abbruchhölzern nur für quellensortierte, unbehandelte bzw. schadstofffrei behandelte Holzabfälle erfolgen. In der Papier- und Zellstoffindustrie ist der Einsatz von Bau- und Abbruchholz nicht zulässig.

Bei folgenden Sortimenten wird präventiv von einem erhöhten Schwermetall- oder Holzschutzmittelgehalt ausgegangen:

- in der Regel mit Holzschutzmittel behandelte Bauteile wie Fenster, Fensterläden, Außentüren
- in der Regel mit einer Oberflächenbeschichtungen versehenen Elementen wie Holzböden und Parkette
- während der Nutzungsdauer zugängliche Holzteile wie Fassadenbretter, Wandbretter im Innenbereich, offen liegende Balken

Eine Deponierung von Holzabfällen ist nur als Verunreinigung von Baurestmassen zulässig. Die deponierte Menge beträgt nach Schätzungen der Studie max. 3 % des insgesamt gesammelten Post-Consumer-Altholzes.

Die Entsorgung von Post-Consumer-Altholz erfolgt zurzeit überwiegend über thermische Verwertung.

Anorganisch gebundene Holzwerkstoffe

Zu den anorganisch gebundenen Holzwerkstoffen zählen Holzwolle-Leichtbauplatten, Gipsspanplatten und zementgebundene Spanplatten. Der Holzfaserteil liegt bei diesen Spanplatten zwischen 30 und 60 M.-%. Als anorganische Bindemittel werden Gips, Zement und Magnesit verwendet. Eine stoffliche Verwertung ist wegen des anorganisch – organischen Verbunds nur in geringem Ausmaß möglich, eine thermische Beseitigung aufgrund der dafür notwendigen hohen Temperaturen nicht sinnvoll. In der Studie wird von 100 % Deponierungsrate ausgegangen.

Dämmstoffe aus biogenen Rohstoffen

Die meisten Dämmstoffe aus biogenen Materialien werden lose verlegt oder mechanisch befestigt, sind daher gut rückbaubar. Bei gutem Materialzustand könnten sie wiederverwendet werden könnten. Von einem stofflichen Recycling ist nicht auszugehen. Für Dämmstoffe aus biogenen Rohstoffen wird in der vorliegenden Studie daher von einer 100 %-igen Entsorgung in Abfallverbrennungsanlagen ausgegangen.

Die meisten Dämmstoffe auf Basis von Zellulose oder Lignozellulose zeigen ein unproblematisches Brandverhalten, da sie hauptsächlich aus Kohlenstoff, Wasserstoff und Sauerstoff bestehen. Der Heizwert dieser biogenen Rohstoffe (Kork, Holzfaser, Hanffaser, Flachsfaser, Stroh) kann mit 17 MJ/kg angenommen werden. Nachteilig bei der Verbrennung können sich Flammschutzmittel- oder Kunststoffbeimengungen auswirken sowie Bitumenimprägnierungen. Über Zusatzstoffe können Metalle oder Halogene eingebracht werden.

Backkorkdämmplatten und Holzfaser-Dämmplatten aus dem Nassverfahren enthalten keine Zusatzstoffe und sind daher besonders unproblematisch bei der Verbrennung.

Auch für Strohdämmung ist positiv hervorzuheben, dass sie keine Zusatzstoffe enthält. Negativ kann sich das enthaltene Chlor (korrodiert die Kesselwände) und der niedrige Erweichungspunkt der Asche (beginnend bei 800 – 850 °C) auswirken. Die Asche verglast dadurch schon bei relativ niedrigen Temperaturen und greift den Rost an. Zusätzlich können sich Ablagerungen an Kalium- und Magnesiumoxid bilden (BHKW-Anlagen, 2008).

Zellulosefaser-, Hanffaser- und Flachsfaser-Dämmstoffe sowie Holzfaser-Dämmplatten, die im Trockenverfahren hergestellt werden enthalten einen relativ hohen Anteil an Flammschutzmitteln und i.d.R. auch Kunststoffzusätze (PET, PE, PMDI).

Schafwolle-Dämmstoffe haben einen hohen Heizwert (20,43 MJ/kg nach KATALYSE, 2003). Die NO_x-Bildung, die bei der Verbrennung in Folge des hohen Stickstoffanteils (16-17 %) auftritt, stellt in Verbrennungsanlagen mit DeNO_x-Anlagen kein Problem dar. Eine Verbrennung außerhalb von Abfallverbrennungsanlagen sollte jedoch unterlassen werden.

6. Kunststoffe

6.1 Vorbemerkungen

Seit den 50er Jahren nahmen Güter aus Kunststoffen einen schnell wachsenden Anteil am gesamten Güterverbrauch ein. Damit veränderten sich auch die chemisch-physikalischen Eigenschaften des Abfalls (z.B.: Energiegehalt, Kohlenstoff, Chlor, Cadmium etc.). Dies ist für die Abfallbehandlungsprozesse, insbesondere für die Müllverbrennung, von erheblicher Bedeutung. Für viele langlebigen Kunststoffprodukte, beispielsweise im Bau- und Einrichtungswesen, wurde ein langfristiges Kunststofflager aufgebaut, welche die zukünftige Abfallwirtschaft zu entsorgen bzw. zu verwerten haben wird (FEHRINGER, BRUNNER, 1997).

Ziel der österreichischen (und der europäischen) Abfallpolitik ist, den Anteil des abbaubaren Kohlenstoffs in den abzulagernden Abfällen zu minimieren, da derartige Abfälle bei der Ablagerung erheblichen Abbauprozessen unterliegen, bei denen sich Deponiegas bildet, dessen Hauptbestandteil Methan um den Faktor 21 klimaschädigender ist als CO₂. Weiters werden saure Abbauprodukte gebildet, die über das Sickerwasser die Auslaugbarkeit von Schadstoffen deutlich erhöhen, wodurch eine Gefährdung der Grundwasserqualität gegeben ist (LEBENS MINISTERIUM, 2006). Die Deponieverordnung schreibt deshalb für die einzelnen Deponietypen Grenzwerte für den maximal zulässigen Gehalt an organischem Kohlenstoff (TOC Total Organic Compound) vor. Der maximal zulässige TOC-Gehalt liegt bei fünf Massenprozent⁹. Kunststoffe bestehen zu einem Großteil aus organischem Kohlenstoff und dürfen daher nur in Ausnahmefällen deponiert werden.

Als Optionen verbleiben somit Recycling oder Verbrennung, wobei Kunststoffabfälle grundsätzlich einen energiereichen, wertvollen Rohstoff für verschiedene Prozesse darstellen. So könnten beispielsweise in Müllverbrennungsanlagen oder Zementwerken große Mengen fossiler Brennstoffe eingespart werden. Voraussetzung ist jedoch eine relativ reine, vor allem halogenarme Kunststofffraktion, da bei einigen Prozessen das Chlor die Verwertung unwirtschaftlich machen würde. Auch giftige Schwermetalle sind möglichst zu vermeiden. Weiters ist eine Vorbehandlung des Kunststoffmülls in diesem Zusammenhang unverzichtbar (Chemie-News VII LEBENS MINISTERIUM, 2001)

Für die Kunststoffproduktion werden ca. 4 % der jährlich global geförderten Erdölmenge benötigt.

Von den über 5000 bekannten Kunststoffarten haben ca. 50 eine wirtschaftliche Bedeutung, wobei über 90% der Weltproduktion auf Polyethylen (PE), Polypropylen (PP), Polyvinylchlorid (PVC), Polystyrol (PS) sowie Polyethylenterephthalat (PET) entfallen (BUWAL, 2001). Abzüglich PET und zuzüglich Polyurethan (PU) und diverser Elastomere aus dem Abdichtungsbereich sind damit auch die im Baubereich relevanten als Haupteinsatzstoff eingesetzten Kunststoffe abgedeckt.

⁹ Ausnahmen sind in §7 Z7 der DepVO angeführt. Ausgenommen sind auch Abfälle aus der mechanisch-biologischen Vorbehandlung, wenn der Brennwert geringer als 6.600 kJ/kg TS (Trockensubstanz) und der TOC-Gehalt geringer als 8 M-% beträgt.

6.2 Allgemeines

Recycling

Für die stoffliche Verwertung von Kunststoffen stehen prinzipiell drei unterschiedliche Wege zur Verfügung: die werkstoffliche Verwertung, die chemische Verwertung, die Verwertung als Zuschlagsstoff.

Bei der **werkstofflichen Verwertung** bleiben die Polymere erhalten. Das Material wird zerkleinert, geschmolzen und wieder zu Granulat geformt. Verunreinigungen müssen vor dem Schmelzen abgetrennt werden, um Regranulat von guter Qualität herstellen zu können. Thermoplastische Kunststoffe, zu denen u.a. Polypropylen, Polyethylen, Polystyrol und Polyvinylchlorid zählen, können nach diesem Verfahren rezykliert werden. Voraussetzung ist eine sortenreine Sammlung. Für Gemische aus verschiedenen Kunststoffen gibt es die Möglichkeit, das Gemisch direkt zu Platten zu verarbeiten, in dem z.B. Polyethylen, das die niedrigste Schmelztemperatur aufweist, als Bindemittel für die anderen noch nicht geschmolzenen Kunststoffteilchen dient. Der überwiegende Anteil der in Österreich hergestellten Regranulate wird aus Verpackungsabfällen gewonnen (FCIO 2008). Die werkstoffliche Verwertung sortenreiner Kunststoffe ist die höchste Form der stofflichen Verwertung. Da die chemische Struktur des Kunststoffes erhalten bleibt, kann durch Substitution wesentlich mehr Energie eingespart werden, als wenn der Kunststoff verbrannt wird (WECOBIS 2009). Für stark vermischte und verschmutzte bzw. mit Schadstoffen wie Cadmium oder Blei belastete Kunststoffabfälle sind alternative Verwertungsmethoden anzuwenden.

Bei der **chemischen Verwertung** werden die Polymere der Kunststoffe in ihre Einzelbaustoffe zerlegt, aus denen wieder neue Kunststoffe erzeugt werden können.

Bei der **Solvolyse** wird ausgenutzt, dass sich bestimmte Kunststoffe unter Einwirkung von bestimmten Substanzen, hohem Druck und hohen Temperaturen in ihre Ausgangsstoffe aufspalten. Nach der Reinigung kann aus den Spaltprodukten wieder der gleiche Kunststoff hergestellt werden. Die folgenden Kunststoffe eignen sich für eine Wiederverwertung durch Solvolyse:

- Polyester (z.B. PET)
- Polyamide (z.B. Nylon)
- Polyurethane
- Polycarbonate

Der Name des Verfahrens richtet sich nach dem Agens, das eingesetzt wird: Wasserdampf – „Hydrolyse“, Alkohol – „Alkoholyse“, Glykol – „Glykolyse“. Die Alkoholyse hat gegenüber der Hydrolyse den Vorteil, dass die Reinigung und Auftrennung der Spaltprodukte einfacher ist. Die Alkoholyse von Polyurethanen findet in Deutschland und auch in Österreich statt (QUABECK, 2006). Großtechnische Anlagen für die Hydrolyse sind nicht vorhanden.

Eine weitere Möglichkeit der chemischen Verwertung ist die **Hydrierung**, eine Technik, die bereits vor 50 Jahren zur Gewinnung von Öl aus Kohle angewandt wurde. Hoher Druck und hohe Temperaturen werden dabei genutzt, die Kunststoffmoleküle zu spalten. Der Reaktor enthält außerdem keinen Sauerstoff, sodass sich der Wasserstoff auch tatsächlich an die

Spaltmoleküle anlagert. Ergebnis des Prozesses ist ein erdölähnliches Gemisch („Syn crude“), aus dem in einer normalen Raffinerie Kraftstoffe, Heizöle und Rohstoffe für die Kunststoffproduktion gewonnen werden können. Außerdem entstehen gasförmige Spaltprodukte, die z.B. als Heizgas genutzt werden können, sowie ein fester Reststoff. Für eine Verwertung durch Hydrierung eignen sich alle Kunststoffe. Eine vorherige Sortierung der Kunststoffe ist nicht notwendig.

Ein weiteres Verfahren zur chemischen Verwertung von Kunststoffabfällen ist die **Synthesegasherstellung**. Synthesegas ist die Bezeichnung für ein Gasgemisch, das hauptsächlich aus Kohlenmonoxid und Wasserstoff zusammengesetzt ist und üblicherweise aus Erdöl hergestellt wird. Aus Synthesegas können in der chemischen Industrie verschiedenste Produkte, v.a. Methanol, hergestellt (synthetisiert) werden. Wichtige Voraussetzung für einen Synthesegas-Rohstoff ist der Kohlenstoffgehalt. Als organische Kohlenstoffverbindungen mit einem durchschnittlichen Kohlenstoffgehalt von ca. 70 % erfüllen Kunststoffabfälle diese Voraussetzung (FCIO, 2009). Bei Temperaturen von 800 – 1300° C und unter einem Druck von 25 bar werden die Kunststoffabfälle gemeinsam mit Kohle, Sauerstoff und Wasserdampf in Synthesegas umgewandelt (Festbettdruckvergasung). Für die Methanolgewinnung muss das Gas anschließend intensiv gereinigt werden. In Deutschland verarbeitet das Unternehmen Sekundärrohstoff-Verwertungszentrum Schwarze Pumpe (SVZ) 400'000 t feste Abfallstoffe auf diese Weise. Unter **Pyrolyse**, auch Entgasung, Verkohlung, Verschmelzung oder Verkokung genannt, versteht man die thermische Zersetzung organischer Verbindungen ohne Zufuhr von Sauerstoff unter Bildung von Gasen, kondensierbaren Produkten und festen kohlenstoffhaltigen Rückständen. Die Pyrolyse geschieht unter Temperaturen um 700 °C. Das Verfahren ist für vermischte Kunststoffe bzw. Shredderleichtmüll nicht großtechnisch im Einsatz. Pyrolytische Prozesse, also die thermische Zersetzung mit Sauerstoffmangel, finden natürlich bei vielen Verbrennungsverfahren als teils gewollter Teilschritt auch statt (QUABECK, 2006).

Als dritte Möglichkeit steht die Einbindung von Kunststoffgranulaten in eine neue Matrix (z.B. Polyurethanharz oder Zement) zur Verfügung. Es handelt sich dabei um ein Downcycling, da die Kunststoffgranulate nur mehr die Funktion eines **Zuschlagsstoffes** erfüllen. Die Anforderung an die Reinheit ist in diesem Fall nicht so hoch wie beim werkstofflichen Recycling. Im Bauwesen werden auf diese Weise z.B. Polystyrolabfälle (derzeit noch v.a. Verpackungsabfälle) in Form von zementgebundenen Polystyrol-Schüttungen oder Polystyrolbeton rezykliert.

In der Praxis scheitert die stoffliche Verwertung von PC-Kunststoffabfällen häufig an unterschiedlichen Faktoren:

- Wirtschaftliche Faktoren: Das Recycling ist zu kostenintensiv und es besteht kein Bedarf an den Recyclingprodukten. Das Recyclingmaterial muss mit sehr preisgünstigen Neumaterialien (aus billigem Erdöl) konkurrieren.
- Ökologische Faktoren: Das Recycling kann auch aus ökologischen Gesichtspunkten wenig Sinn machen, so ist z.B. die Hydrierung (Aufspalten der Kunststoffe in Öl) ökologisch nicht sinnvoller als eine direkte Verbrennung in der MVA. Aus ökologischer

Sicht ist auch bedenklich, wenn niederwertige Kunststoffrecyclingprodukte in Form von Pfosten oder Gartenbänken Naturprodukte mit deutlich besserer Ökobilanz ersetzen (BAFU 2009).

- Gesetze: Vorschriften begrenzen den Einsatz von Recyclingmaterialien. Diese können einerseits dienlich sein, um Verschleppen von Altstoffen zu vermeiden (z.B. Cadmium als Alt-PVC), nehmen andererseits aber auch keine Rücksicht auf andere technische Rahmenbedingungen beim Einsatz von Recyclingmaterial.
- Technische Faktoren: Je nach Verwendungszweck enthalten Kunststoffe diverse Additive wie Weichmacher, Stabilisatoren, Pigmente oder Flammschutzmittel. Die stoffliche Verwertung stößt dadurch an technische Grenzen.
- Verunreinigungen: Bei der stofflichen Verwertung von Bauabfällen ist von einer beträchtlichen Verschmutzung resultierend aus der jahrzehntelangen Nutzung und dem Abbruch zu rechnen. Zudem werden viele Kunststoffe im Verbund mit anderen Baumaterialien eingesetzt oder vollflächig verklebt.
- Vielfalt an Kunststofftypen: Erschwert wird hochwertiges Recycling auch durch die Vielfalt an Kunststoffen, die bei der Herstellung von Dämmstoffen, Bodenbelägen, Dampfbremsen, Dach- und Dichtungsbahnen eingesetzt werden. Eine sortenreine Sammlung von Kunststoffen wird dadurch sehr schwierig.

Die technischen Recyclingmöglichkeiten finden daher heute in der Praxis kaum Anwendung, dennoch werden im folgenden Kapitel die theoretischen Recyclingwege für Kunststoffe aufgezeigt, um die prinzipiellen Möglichkeiten auszuloten.

Verbrennung

Kunststoffe besitzen einen hohen Heizwert. So ist der Heizwert von Polyethylen und Polypropylen beinahe so hoch wie derjenige von Erdöl. Die Verbrennung von Kunststoffabfällen kann daher einen sinnvollen Entsorgungsweg darstellen.

Kunststoff (Kurzbezeichnung)	Heizwert [MJ/kg]	Quellen	CO ₂ -Emissionen [kg/kg] *
Polyethylen (PE)	43 MJ/kg	(BUWAL, 2001)	
Polypropylen (PP)	43 - 44 MJ/kg	(BUWAL, 2001), (Sutter, 1993)	
Polystyrol (EPS)	39,9 MJ/kg	(Katalyse, 2003)	3,347
Polystyrol (XPS)	47 MJ/kg	(Katalyse, 2003)	
Polyurethan (PU)	25 MJ/kg	(Katalyse, 2003)	0,739
Polyvinylchlorid (PVC), weich	23 MJ/kg	(Sutter, 1993)	
Polyvinylchlorid (PVC), hart	18 MJ/kg	(Sutter, 1993)	
Polyesterharz	40 MJ/kg	(Sutter, 1993)	
Polyesterharz, faserverstärkt	12 MJ/kg	(Sutter, 1993)	
Kunststoffmischfraktion	30 MJ/kg	(Sutter, 1993)	3,000

*) Berechnungen aus Laner, Rechberger (2006)

Tabelle 19: Heizwerte von Kunststoffen

Nach (BUWAL, 2001) ist eine Zunahme des Heizwerts von Siedlungsabfällen nicht uneingeschränkt als positiv zu bewerten. Ältere Anlagen verfügen im Gegensatz zu modernen Abfallverbrennungsanlagen nicht über die technischen Einrichtungen

(wassergekühlte Ofenroste), um eine allfällige Zunahme des Abfallheizwertes ohne Kapazitätseinbußen zu verkraften. Bei separater Sammlung der Kunststoffabfälle kann entweder eine gezielte Zumischung zu den restlichen zu verbrennenden Abfällen oder eine thermische Verwertung in Mitverbrennungsanlagen erfolgen.

Die in Kunststoffen enthaltenen Schadstoffe wie Blei, Cadmium, Antimon und bromierte Flammschutzmittel werden durch die Rauchgasreinigung der Abfallverbrennungsanlage weitgehend zurückgehalten.

Durch die Verbrennung von Chlorkunststoffen wie PVC wird Chlor freigesetzt, das bevorzugt als HCl in das Abgas übertritt. Kunststoffe mit hohem Halogengehalt haben dadurch bei der Verbrennung gravierende Nachteile gegenüber halogenfreien Materialien. Auch bei der thermischen Verwertung in Zementwerken ist ein sehr geringer Chlorgehalt Voraussetzung für eine wirtschaftliche Nutzung von Kunststoffabfällen (Chemie-News VII LEBENS MINISTERIUM, 2001)

6.3 Polyvinylchlorid (PVC)

Material

PVC ist der mengenmäßig bedeutendste chlororganische Kunststoff und Gegenstand zahlreicher kontroverser umweltpolitischer Diskussionen. Die Hauptanwendungen von PVC in Europa liegen mit 57 % aller Produkte im Bausektor (GRÜNBUCH der Europäischen Kommission, 2000).

Ausgangsstoff für die Herstellung von PVC ist Vinylchlorid, das zu 57 M.-% aus Chlor besteht. Polyvinylchlorid (PVC) wird durch Polymerisation des Monomers Vinylchlorid unter Druck hergestellt. Diesem PVC-Granulat werden Zusatzstoffe wie Stabilisatoren, Antistatika, Füllstoffe, Farbpigmente, Flammschutzmittel, Gleitmittel, Schlagzähmodifizierer zugesetzt. Weichmacher werden nur dem Weich-PVC zugesetzt (bis zu 60 %, durchschnittlich 30 – 35 %). Der wichtigste Weichmacher war lange Zeit Bis-(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP). Wegen der gesundheitlichen und ökologischen Risiken von DEHP wird vermehrt Diisononylphthalat (DINP) und Diisodecylphthalat (DIDP) eingesetzt (58 % DINP/DIDP im Jahr 2004 im Vergleich zu 22 % DEHP, Arbeitsgemeinschaft für PVC und Umwelt e.V.).

Zur Erzeugung von **PVC-Fensterprofilen** werden dem Grundstoff PVC Füllstoffe, Schlagzäh-Modifizierer auf Acrylatbasis, Titandioxid und Stabilisatoren beigegeben (ÖAKF 2006). Weichmacher sind zur Herstellung von PVC-Fensterprofilen nicht notwendig. Die toxikologisch sehr problematischen Stabilisatoren aus Cadmium werden von österreichischen Profilerstellern nicht mehr eingesetzt, auch der Import von cadmiumhaltigen PVC-Produkten ist verboten. International sind die ökologischen Ambitionen rund um den Einsatz von PVC geringer als in Österreich. Dementsprechend weist auch das deutsche Umweltbundesamt 2003 darauf hin, dass die vollständige Substitution des Cadmiums bisher nicht überall erfolgt ist, was an Importen aus Fernost liegen könnte (WINDSPERGER 2007)¹⁰. Als

¹⁰ So kommt heute ein stetig steigender Anteil an Bauprodukten wie Kanalrohre oder Bodenbeläge aus Fernost. Obwohl der Einsatz von Cadmium als Stabilisator in PVC-Produkten seit 1993 in Österreich verboten ist, fand

Alternative zu Cadmiumstabilisatoren dienen Bleistabilisatoren, die aber ebenfalls ein hohes Toxizitätspotenzial besitzen. Laut Österreichischem Arbeitskreis Kunststofffenster (ÖAKF 2006) ist der freiwillige Ausstieg aus dem Einsatz von Bleistabilisatoren bei den österreichischen Profilverstellern heute abgeschlossen. Es sind in Österreich auch keine Organozinnverbindungen als Substitute im Einsatz. Auf europäischer Ebene hat sich die PVC-Industrie gegenüber der EU-Kommission selbstverpflichtet, bis 2015 aus der Verwendung von Blei auszusteigen ("Vinyl 2010"). Da es aber kein gesetzlich verankertes Herstellungs-, Inverkehrsetzungs- und Importverbot gibt, können auch nach 2015 blei- oder organozinnhaltige Produkte etwa aus Asien in die EU importiert werden. Des Weiteren umfasst der freiwillige Verzicht explizit nur Stabilisatoren und nicht Pigmente, die ebenfalls bleihaltig sein können (BELAZZI, LEUTGEB 2008).

PVC-Bodenbeläge sind elastische Bodenbeläge für den Wohn- und Objektbereich. PVC-Bodenbeläge lassen sich in geschäumte und kalandrierte („kompakte“) Beläge unterteilen. Geschäumte Beläge (Cushion-Vinyl-Beläge) enthalten ein eingebettetes Glasfaservlies, auf das eine PVC-Schaumschicht aufgebracht ist. Zum überwiegenden Teil werden Polyvinylbeläge werkseitig durch eine Schicht aus Polyurethan oder UV-härtendem Acryllack versiegelt. PVC-Bodenbeläge bestehen nur ungefähr zur Hälfte aus PVC. Die andere Hälfte sind Weichmacher (bis zu 50 %) und Zusatzstoffe (ZWIENER, MÖTZL, 2006)

Als Werkstoff für **PVC-Dichtungsbahnen** wird weiches Polyvinylchlorid (PVC-P) eingesetzt. Der Weichmachergehalt beträgt etwa 600 g/m². Der Marktanteil von PVC-Bahnen ist innerhalb der Kunststoffgruppe mit ca. 55 % noch am größten. Mittelfristig werden sich jedoch chlor- und weichmacherfreie Kunststoff-Dichtungsbahnen wie z.B. ECB-, EPDM- oder TPO-Dichtungsbahnen durchsetzen (ZWIENER, MÖTZL, 2006).

Tabelle 20 zeigt Rahmenrezepturen für verschiedene PVC-Produkte nach WINDSPERGER (2007).

PVC-Produkt	PVC (rein)	Stabilisatoren	Weichmacher	Füllstoffe	Sonstige
Fenster	80-90 %	3-5 %	/	3-5 %	5-10 %
Rohre	95-98 %	1-5 %	/	/	/
Kabel	40-50 %	1-2 %	20-30 %	30-40 %	/
Bodenbeläge	20-50 %	1-2 %	15-30 %	40-50 %	0-10 %
Hartfolien	90-95 %	1-2 %	/	/	5-10 %

Tabelle 20: Rahmenrezepturen für PVC-Produkte nach WINDSPERGER (2007)

Recycling

Da PVC problematisch bei der Verbrennung ist, nicht mehr deponiert werden darf und sich negativ auf die Recyclingfähigkeit anderer Kunststoffe auswirken kann, wäre eine getrennte Sammlung und anschließendes stoffliches Recycling von PVC-Abfällen besonders wichtig. Dabei ist allerdings sicherzustellen, dass keine Schadstoffverschleppung, z.B. von Cadmium, stattfindet.

die Umweltorganisation Greenpeace 2005 in einem von sieben untersuchten Baby- und Kinderprodukten Cadmium (BELAZZI, LEUTGEB, 2008).

PVC-Fensterprofile können werkstofflich rezykliert werden. Dabei kann nur ein Teil Altmaterial in neuen Fenstern verwertet werden. Laut Herstellerangaben kann durch C-Extrusion bis zu 70 % Rezyklatanteil bei der Herstellung von Fensterrahmen wieder eingearbeitet werden (Fensterrahmen mit Rezyklatkern). Dafür muss absolute Sortenreinheit garantiert sein: Sämtliche Fremdstoffe wie Metalle, Gummi aus Fensterdichtungen, Glasreste aus Altfenstern usw. müssen von den PVC Abfällen getrennt werden. Für die erneute Herstellung von weißen PVC-Fensterprofilen muss außerdem die farbliche Reinheit sichergestellt sein.

Sammlung und Recycling von Altfenstern wird in Österreich z.Zt. überwiegend von der Reststofftechnik GmbH in Henndorf (bei Salzburg) organisiert (ÖAKF Juni 2006). In Deutschland befinden sich Anlagen zum Fenster-Recycling z.B. in Behringen (Veka UT, Thüringen) und Höxter (Tönsmeier Kunststoffe, NRW).

Trotz dieser Fortschritte für ein werkstoffliches Recycling von PVC-Produkten werden zur Zeit nur weniger als zehn Prozent Alt-PVC auf diese Weise verwertet (ZWIENER, MÖTZL, 2006). Inwieweit der Einsatz von Recycling-PVC in PVC-Fenstern in Zukunft tatsächlich eine wichtige Rolle spielen wird, ist fraglich, insbesondere in Anbetracht der gleichzeitig noch immer anfallenden Mengen von schadstoffbelastetem PVC-Abfällen aus dem Bestand. In Ostösterreich gehen Erfahrungsberichte von einer häufigen Zweitnutzung von ausgebauten PVC-Fenstern in Osteuropa aus.

PVC-Bodenbeläge müssen vollflächig verklebt werden und können daher nur aufwendig und verunreinigt gewonnen werden. Alte Bodenbeläge werden von bestimmten Herstellern zurückgenommen, die in der Arbeitsgemeinschaft PVC-Bodenbelag Recycling (AgPR) organisiert sind (WECOBIS 2009). Bei der Aufbereitung werden Alt-PVC-Bodenbeläge zu PVC-Chips zerkleinert, Metalle, Estrich- und Kleberreste abgetrennt und anschließend feingemahlen. Das PVC-Mahlgut kann neuen PVC-Belägen wieder beigefügt werden. Im Rahmen des BayFORREST-Projektes F161 wurde außerdem ein Verfahrenskonzept zur Herstellung eines Rezyklats aus postconsumer-Bodenbelägen mittels selektiver Extraktion erarbeitet. Dabei können die Weichmacher um 95 % reduziert werden.

Die Rücklaufquoten sind aber nach wie vor niedrig.

Bis in die 80er Jahre wurden PVC-Bodenbeläge unter Verwendung von Asbest hergestellt (Floor-Flex-Platten, Cushion(ed)-Vinyl-Bodenbeläge). Für das Verkleben von PVC-Bodenbelägen wurden teilweise PCB-haltige Kleber verwendet. Diese Produkte fallen nach wie vor als Abfälle an.

PVC-Dichtungsbahnen können zu qualitativ minderwertigen Schutzbahnen verarbeitet werden. Voraussetzung dafür ist ein sortenreiner Rückbau, der nur bei lose verlegten PVC-Dichtungsbahnen möglich ist. WECOBIS 2009: „Das Recycling von PVC-Dichtungsbahnen wird von den Herstellerverbänden angeboten. Es ist jedoch sehr umstritten. Die Meinung herrscht vor, es sei sinnvoller, die umweltgefährdenden Bestandteile zu vernichten resp. kontrolliert abzulagern (Filterstaube) als sie einer weiteren Nutzung zuzuführen.“

Aus **Verbunden** wie Planen (PVC/Polyester) und Kabel (PVC/Kupfer) kann PVC mittels selektiver Extraktion zum Beispiel durch Tetrahydrofuran wiedergewonnen werden. Dabei

werden die PVC-Verbunde aufgelöst und nach Entfernung der Fremdstoffe wieder ausgefällt und getrocknet (Vinloop-Verfahren).

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass höher qualitatives Recycling für PC-Abfälle nur für Rohre und Fenster und das nur in sehr geringen Mengen existiert. Bei einem Großteil der PVC-Recyclingaktivitäten, insbesondere von Weich-PVC, entstehen Recyclate von geringem kommerziellen Wert. Diese Produkte ersetzen Produkte aus Beton, Holz oder anderen Nicht-Kunststoff-Materialien. Es handelt sich damit um „Downcycling“ und nicht um echtes Recycling, das den Rohmaterialeinsatz reduziert (PE EUROPE 2004).

Die Verwertung von PVC-Abfällen ist derzeit wirtschaftlich nicht lohnend, da neues PVC in der Herstellung billiger ist als die Rezyklate (WECOBIS 2009). BELAZZI und LEUTGEB (2008) weisen außerdem darauf hin, dass „ein über das derzeit stattfindende Recycling hinausgehendes Recycling der größten Chlorsenke PVC eigentlich dem Interesse der Chlor- und PVC-Industrie entgegenläuft. Denn die Funktion von PVC ist es [...], möglichst viel des bei der Alkalilaugeproduktion anfallenden Chlors zu binden. Mehr PVC-Recycling würde daher den Neu-PVC-Markt reduzieren.“

Problematisch bei all diesen Recyclingbemühungen ist außerdem, dass noch über Jahrzehnte mit Schwermetallen (Cadmium, Blei) und anderen Umwelttoxinen aus der Vergangenheit wie PCBs oder Chlorparaffinen-belastete PVC-Abfälle anfallen werden. Das stoffliche Recycling von belasteten Materialien ist aber aus Umwelt- und Verbraucherschutzsicht abzulehnen. Über sinnvolles und ökologisch akzeptables stoffliches Recycling von PVC wird man erst dann reden können, wenn keine Giftstoffe wie blei- und cadmiumhaltigen Stabilisatoren bzw. Pigmente in den anfallenden Abfällen enthalten sind. Für die jahrzehntelang verkauften schadstoffbelasteten PVC-Produkte sind praktikable und umweltgerechte Lösungen zu implementieren (BELAZZI, LEUTGEB, 2008).

Verbrennung

PVC-Abfälle werden heute überwiegend verbrannt. Eigentlich eignet sich PVC aufgrund seines hohen Chloranteils nur bedingt für eine energetische Verwertung. Im Vergleich zu anderen Kunststoffen hat PVC einen geringeren Erdölanteil und daher einen geringeren Brennwert. Damit kann nur etwa die Hälfte des PVCs thermisch genutzt werden, der Chloranteil bleibt ungenutzt (WINDSPERGER, 2007). PVC-Abfälle, die keine Schwermetalle oder sonstige Umwelttoxine enthalten, sollten daher vorzugsweise dem Recycling zugeführt werden.

Andererseits ist die Hochtemperaturverbrennung von schwermetall- und phthalathaltigen PVC-Abfällen derzeit die einzige abfallwirtschaftliche Behandlungsmethode, bei der die organischen Schadstoffe im PVC weitgehend zerstört und die anorganischen Schadstoffe (Schwermetalle) über die Filter der Verbrennungsanlagen konzentriert gesammelt und kontrolliert entsorgt werden können (BELAZZI, LEUTGEB 2008).

PVC-Abfälle sind für ca. 50 % des Chloreintrags in Verbrennungsanlagen verantwortlich (REISINGER, KRAMMER 2006). Chlor ist in der Abfallverbrennung ein hoch flüchtiges Element, das bevorzugt als HCl in das Abgas übertritt, das anschließend neutralisiert werden muss. Durch die Neutralisierung des Chlorgases fallen Rückstände an, die beinahe

ausnahmslos deponiert werden. Die Chloride in den Flugaschen und Filterkuchen tragen zur Löslichkeit dieser Abfallströme und zur Mobilisierung der enthaltenen Schwermetalle bei. Weiters greift HCl während der Verbrennung die Anlagenteile durch Korrosion an. Insgesamt überwiegen die Nachteile eines erhöhten Chlorgehaltes die potenziellen Vorteile (stärkere Überführung der Schwermetalle aus der Schlacke in die Flugasche), so dass eine Verringerung insbesondere des organischen Chlorgehaltes in den Abfällen angestrebt werden sollte.

Kunststoffe mit hohem Halogengehalt haben also bei der Verbrennung gravierende Nachteile gegenüber halogenfreien Materialien. Auch bei der thermischen Verwertung in Zementwerken ist ein sehr geringer Chlorgehalt Voraussetzung für eine wirtschaftliche Nutzung von Kunststoffabfällen (Chemie-News VII LEBENS MINISTERIUM, 2001)

PVC soll keinesfalls außerhalb von Abfallverbrennungsanlagen verbrannt werden. Unter ungünstigen Verhältnissen (Verbrennung in ungeeigneten Anlagen, zu niedere Verbrennungstemperaturen) entstehen Chlorwasserstoff, Chlorkohlenwasserstoffe sowie polychlorierte Dibenzodioxine (PCDD) und Dibenzofurane (PCDF). Weiters sind auch Schwermetallbelastungen aus Farbpigmenten und Stabilisatoren zu berücksichtigen. Nach (WECOBIS 2009) entwickeln sich etwa 550 g gasförmige Salzsäure, wenn 1 kg Hart-PVC verbrannt wird.

Deponierung

Bis 2004 wurde PVC-Abfall hauptsächlich deponiert. Mit der Deponieverordnung ist eine Beseitigung auf Deponien nur mehr als Verunreinigung erlaubt.

PVC selbst ist inert (nicht reaktiv, nicht wirksam) und untoxisch. Es ist zwar persistent, verteilt sich jedoch nicht irreversibel in der Umwelt. Stoffliche Risiken sind daher weniger mit dem Polymer selbst als mit den Zusatzstoffen, die in PVC in höherem Ausmaß enthalten sind als in anderen Massenkunststoffen, verbunden.

So sind die Weichmacher nur locker an die PVC-Matrix gebunden. Bei der Deponierung können daher aus Weich-PVC erhebliche Mengen an Additiven ausgewaschen werden (Chemie-News VII LEBENS MINISTERIUM, 2001). Die Weichmacher DEHP, DIDP und DINP stehen in Verdacht, sich in hohem Maße in Organismen anzureichern und im Boden und in Sedimenten langlebig zu sein. Langfristig ist auch ein Austritt der Stabilisatoren durch höhere Temperaturen, Angriff durch Mikroorganismen oder chemische Vorgänge bei Hart-PVC nicht ganz auszuschließen, wobei das deutsche Umweltbundesamt in diesem Zusammenhang feststellt, dass „die Gefahr der Elution von Schwermetallen aus PVC-Produkten sehr gering“ ist. (WINDSPERGER, 2007).

Bei Deponiebränden besteht die Gefahr der Dioxinbildung aufgrund der auf Deponien im Brandfall herrschenden Bedingungen wie niedere Temperaturen und Sauerstoffmangel (BELAZZI, LEUTGEB 2008).

Entsorgungswege in Zahlen

Schätzungen zufolge lag die Gesamtmenge von PVC-Abfällen in der Europäischen Gemeinschaft 1999 bei etwa 4,1 Mio. t, die sich in 3,6 Mio. t Post-Consumer-PVC-Abfälle und 0,5 Mio. t „Prä-Consumer“-PVC-Abfälle (Produktions- und Verarbeitungsabfälle)

aufteilen lassen. Etwa 1 Mio. t PVC fallen im Abfallstrom aus Bau- und Abrisschutt an. Eine weitere Mio. t im kommunalen Müll, der sich aus gesammeltem Hausmüll sowie ähnlichen Abfällen aus Industrie und Gewerbe zusammensetzt. Etwa 700.000 t PVC stammen von Verpackungen und weitere etwa 700.000 t aus der Entsorgung von Kraftfahrzeugen und aus Elektro- und Elektronikschrott. (GRÜNBUCH der Europäischen Kommission, 2000)

Europaweit wird mit einem weiteren Anstieg des PVC-Abfallaufkommens gerechnet. So soll das PVC-Abfallaufkommen im Jahr 2010 um 30 % und im Jahr 2020 um 80 % über jenem von 2000 liegen. Dabei wird der Anteil von PVC-Abfällen aus dem Baubereich, dem Haushaltsbereich und dem Gewerbebereich zunehmen, der Anteil der Verpackungen und an Weich-PVC-Abfällen sinken (GRÜNBUCH der Europäischen Kommission, 2000).

Gemäß GRÜNBUCH der Europäischen Kommission (2000) fand das Recycling von „Post-Verbraucher“-PVC-Abfällen in der EU bis zum Jahr 2000 erst auf sehr niedrigem Niveau statt und die recycelten Mengen machen weniger als 3 % der Gesamtmenge aus. Das Recycling von 100.000 t PVC-Abfällen umfasst dabei etwa 70 % Downcycling von Kabelabfällen (ca. 38.000 t) und Verpackungsabfällen (ca. 19.000 t). Bis zum Jahr 2020 erwartet die Europäische Kommission, dass sich die PVC-zu-PVC-Recyclingrate für Post-Verbraucher-Abfälle auf 9 bis maximal 18 % steigern ließe. Die PVC-Industrie hat sich dazu verpflichtet, 50 % der gesammelten PVC-Rohre, -Armaturen und -Fensterrahmen hochwertig zu recyceln.

Die meisten publizierten Daten zu PVC-Abfallströmen stammen noch aus der Zeit vor in Kraft treten der Deponieverordnung. So zeigen beispielsweise die in (WINDSPERGER, 2007) publizierten Daten für den PVC-Abfall in Österreich 2000 einen klaren Überhang an deponierten PVC-Abfällen.

PVC Abfall in Österreich 2000	in t
PVC Abfall gesamt	43.000
Gebrauchsgegenstände	34.000
PVC ins Recycling	1.000 - 3.000
PVC in die Verbrennung	4.000 - 6.000
PVC in die Deponierung	34.000 - 38.000

Tabelle 21: PVC Abfall in Österreich 2000

Eine aktuellere Abschätzung der PVC-Abfallströme in Österreich durch die GUA (pers. Mitteilung an WINDSPERGER (2007), noch unveröffentlicht) führte zu insgesamt 35.000 t PVC-Abfall, von denen etwa 76 % vorwiegend thermisch in MVAs verwertet werden, 16 % in mechanisch-biologische Behandlungsanlagen (MBAs) gehen und etwa 8 % werkstofflich verwertet werden (2800 Tonnen). Letzteres betrifft vor allem Rohre, Fensterrahmen, Kabel, Bodenbeläge und Dachfolien.

Im Jahr 2008 wurden in Österreich insgesamt 4400 Tonnen PVC-Abfälle verwertet (Vinyl 2010 – Fortschrittsbericht 2009: Bericht über die Tätigkeiten im Jahr 2008).

Im Jahr 2004 wurden in Österreich ca. 31.000 Stück Alt-PVC-Fenster gesammelt. Von den 2004 ausgebauten Alt-Kunststoff-Fenstern kamen etwa 16 % zum stofflichen Recycling (ÖAKF 2006, Seite 30).

Der vom ÖAKF angeführten Kapazität der österreichischen Recyclinganlage von 10'000 t steht eine dokumentierte Verwertungsleistung für Kunststoffen von 76 - 121 t pro Jahr im Betrachtungszeitraum 2000-2006 (ÖAKF 2006) gegenüber und von fast 865 Tonne im Jahr 2008 (Vinyl 2010 - Fortschrittsbericht 2009: Bericht über die Tätigkeiten im Jahr 2008).

6.4 Polyurethan-Schäume

Material

Polyurethan-Schäume werden durch Polyaddition von Isocyanaten und Polyolen erzeugt. Wasserunterschuss und langkettige bewegliche Polyole ergeben weichen, flexiblen Schaumstoff (Weichschaum), kurzkettige Polyole und höhere Vernetzungsdichte Polyurethan-Hartschaum (ZWIENER, MÖTZL 2006).

Die schaumige Struktur entsteht durch das Einschließen von Gasen: Kohlendioxid, das bei der chemischen Reaktion entsteht, sowie Treibmittel, die dem Reaktionsgemisch beigefügt werden. Die früher eingesetzten FCKW und HFCKW wurden wegen ihres Ozonabbaupotenzials verboten. Vor allem in Polyurethan-Ortschäumen und Polyurethan-Montageschäumen wurden daraufhin die Ersatzprodukte HFCKW als Treibmittel eingesetzt, die in Österreich aufgrund ihres hohen Treibhauspotenzials nun ebenfalls verboten sind. Polyurethan-Hartschäume enthalten Flammschutzmittel (Phosphorsäureester). Im Polyurethan-Handbuch sind darüber hinaus folgende möglichen Additive angeführt: tertiäre Amine und/oder Organo-Zinn-Verbindungen als Katalysatoren, Tenside zur Verbesserung der Mischbarkeit, Füllstoffe, Alterungsschutzmittel, Pigmente, Antistatika, Biozide und Trennmittel (ZWIENER, MÖTZL 2006).

Polyurethan-Hartschäume werden im Bauwesen in Form von Polyurethan-Hartschaumplatten (meist im Verbund mit Deckschichten aus Aluminium, Folie, Papier oder Glasvlies), als Polyurethan-Sandwichelemente (überwiegend mit Deckschichten aus Stahl), Polyurethan-Ortschaum (Spritz- oder Gießschaum, der z. B. für die Isolierung von Dächern eingesetzt wird) oder Polyurethan-Montageschaum eingesetzt.

Polyurethan-Weichschäume sind für das Bauwesen von untergeordneter Bedeutung.

Exkurs Treibmittel

Früher wurden Dämmplatten mit FCKW (Fluor-Chlor-Kohlenwasserstoffen) und nach deren Verbot mit HFCKW (teilhalogenierte Fluor-Chlor-Kohlenwasserstoffen) geschäumt. 0,5 m³ FCKW-geschäumtes Dämmmaterial (mit R-12) entspricht in etwa 5 Kühlgeräten sowohl hinsichtlich Ozonerstörungspotenzial als auch hinsichtlich Treibhauspotenzial (baubook 2009). Nach Obernosterer (2008) sind Dämmstoffe des Bauwesens heute sogar die größten FCKW Altbestände. 85 % der noch im Bestand eruierten FCKW-Mengen sind in nur 4 Anwendungsbereichen vorzufinden, wobei der Einsatz von PU-Sandwichelementen für Wand- und Dachelemente im Industriebau mit 67 % dominiert. Das zweitgrößte Lager mit 23 % liegt in Anwendungen von XPS-Platten für Dachdämmungen (Umkehrdach) und Perimeterdämmung.

Bei nicht fachgerechter Entsorgung entweichen diese klimaschädigenden Stoffe in die Luft. Alle FCKW- oder HFCKW-geschäumten Dämmungen, die bei Abbruch, Sanierung oder

Rückbau als Abfall anfallen, sind daher als gefährlicher Abfall einzustufen. Beim Rückbau bzw. Abbruch ist darauf zu achten, dass die Dämmmaterialien möglichst nicht zerkleinert bzw. zerbrochen werden, da die Gase dabei entweichen könnten, und dass die Platten möglichst sortenrein dem Entsorger übergeben werden. Es wird davon ausgegangen, dass die FCKW, HFCKW und HFKW bei der Entsorgung des Dämmstoffes in Müllverbrennungsanlagen (Hochtemperatur) zerstört werden (Obernosterer, 2008). Dabei ist eine ordnungsgemäße Abgasbehandlung sicherzustellen, um erhöhte Emissionen von Fluorid in der Abluft zu vermeiden. Aber auch bei der Verbrennung besteht die Gefahr, dass die Schadgase im Rahmen der Vorbereitung in die Atmosphäre entweichen. Eine Alternative wäre das Absaugen bzw. die Extraktion der Treibmittel mit anschließender Vernichtung.

Bei der Deponierung der rückgebauten Dämmplatten (nur mehr als Verunreinigung möglich) entweichen die enthaltenen Schadstoffe langsam in die Atmosphäre.

Recycling

Duroplasten können nicht wie Thermoplasten (Polyolefine, PVC) wieder eingeschmolzen (werkstofflich verwertet) werden. Bei hoher Sortenreinheit und Sauberkeit sind theoretisch verschiedene Arten von chemischem Recycling möglich: So können Polyurethane mittels Hydrolyse in eine Polyol- und eine Aminfraktion zerlegt werden. Die Rückführung der Aminfraktion in den Isocyanatproduktionsprozess ist anlagentechnisch auch möglich, aber kompliziert. Mittels Glykolyse können Polyurethane in niedermolekulare Bestandteile gespalten werden. Das gewonnene Polyol und niedermolekulare Urethane könnten unter Hinzugabe von Diisocyanat wieder zu Polyurethan verarbeitet werden (QUABECK, 2006). All diese Verfahren eignen sich allerdings nur für Produktionsabfälle, deren Zusammensetzung genau bekannt ist.

Von einem werkstofflichen oder chemischen Recycling von Polyurethan-Produkten ist also nicht auszugehen. In der Praxis tatsächlich angewandt wird die Verwertung als Zuschlagstoff:

„Purenit“ ist ein Konstruktionswerkstoff („Holzersatzwerkstoff“) für vielfältige Anwendungen, z.B. als Einleimer in Tür- und Sandwich-Konstruktionen oder als Kernmaterial in Sandwich-Elementen für Möbel in Nass- und Feuchträumen. Zur Fertigung der holzspanähnlichen Werkstoffe werden zerkleinerte Polyurethan-Reststoffe mit Bindemittel (ebenfalls auf MDI-Basis) verpresst. Dafür sind aber vergleichsweise hohe Mengen an „frischem“ PMDI als Bindemittel notwendig (ca. 20 M.-%).

Polyurethan-Hartschaum-Dämmstoffe können bei zerstörungsfreiem Ausbau theoretisch wiederverwendet werden. In Aufbereitungsanlagen können Polyurethan-Hartschäume wegen ihrer geringen Dichten mittels Windsichtung von Baurestmassen getrennt werden. Nachteile könnten sich beim Einzugsverhalten ins Mahlwerk sowie beim Auslaufverhalten aus Silos ergeben, weil die Gefahr einer Brückenbildung relativ groß ist. Außerdem ist Vorsorge gegen Staubemissionen zu treffen. Mögliche statische Aufladungen könnten auch zu Problemen führen (QUABECK, 2006). Schwer möglich ist die Trennung von Dämmstoff und allfälligen Kaschierungen. Bei Sandwich-Elementen muss das Blech abgezogen und eingeschmolzen werden.

Polyurethan-Ortschäume sind schwer von der Konstruktion, in die sie eingespritzt oder -gegossen wurden, zu trennen. Recycling ist praktisch ausgeschlossen.

Polyurethan-Montageschäume fallen gemeinsam mit dem Bauschutt an, eine Trennung ist aufgrund der kleinteiligen Einbausituation und der Verhaftung mit dem jeweiligen Untergrund nur schwer möglich (WECOBIS 2009).

Aus heutiger Sicht stellt sich außerdem als problematisch dar, dass in Zukunft Dämmplatten mit unterschiedlichsten Treibmitteln (FCKW, HFCKW, HFKW aus Altbestand und CO₂ nach heutigem Stand) anfallen werden, womit ein Recycling für die nächsten Jahre praktisch ausgeschlossen werden kann (siehe auch „Exkurs Treibmittel“).

Verbrennung

Polyurethan enthält einen hohen Stickstoffanteil, der bei der Verbrennung in Abfallverbrennungsanlagen v.a. in Form von Stickoxiden freigesetzt wird, die mittels Entstickungsverfahren aus den Rauchgasen entfernt werden. Polyurethane sollten nur in Abfallverbrennungsanlagen entsorgt werden, da sich bei ungünstigen Verbrennungsbedingungen Bläusäure bilden kann oder sich die Polyurethane teilweise in die Isocyanate zurückbilden können (WECOBIS 2009). Besonders nachteilig ist die Entsorgung von alukaschierten Polyurethan-Hartschäumen, da Aluminium als Bestandteil von Müllverbrennungsschlacken problematisch wirkt.

Der Heizwert ist verglichen mit anderen Kunststoffen relativ gering und beträgt 25 MJ/kg (KATALYSE 2003).

Deponierung

Eine Deponierung von Produkten aus Polyurethan ist gemäß Deponieverordnung nur als Verunreinigung möglich. Additive können vermutlich über längere Zeit aus dem Kunststoff herausgelöst werden und tragen zu einer Belastung des Bodens bzw. der Deponie-Abwässer bei. Allerdings sind keine Daten über das längerfristige Verhalten von Polyurethan in Deponien verfügbar (WECOBIS 2009).

Entsorgung in Zahlen

In der vorliegenden Studie wird angenommen, dass der gesamte PC-Abfall der thermischen Verwertung zugeführt wird.

6.5 Polystyrol-Dämmplatten

Material

Polystyrol findet im Bauwesen v.a. als Dämmstoff in Form von EPS- oder XPS-Dämmplatten Anwendung. Der bedeutendste Anwendungsbereich der EPS-Dämmplatten ist als Dämmung im Wärmedämmverbundsystem (WDVS). Das Einsatzgebiet von XPS-Platten liegt vor allem im feuchtebelasteten Bereich wie Perimeterdämmungen und Sockeldämmungen, Umkehrdach- und Terrassendämmungen.

EPS-Dämmplatten werden durch Wärmebehandlung eines expandierbarem Polystyrolgranulats hergestellt wird. Dabei werden die EPS-Perlen, die ein Treibmittel (Pentan) enthalten, in Vorschäumgeräten mit Wasserdampf bei ca. 100 °C auf das 20 – 50fache expandiert und kontinuierlich zu Platten geschäumt. Die Platten werden mit Flammschutzmittel (Hexabromcyclododecan HBCD mit Dicumylperoxid als Synergist, ca. 1 M.-%) ausgerüstet.

EPS-Automatenplatten sind Stück für Stück gefertigte, hydrophobierte EPS-Dämmplatten für die Anwendung im Umkehrdach oder als Perimeterdämmung.

XPS-Dämmplatten werden in einem kontinuierlichen Extrusionsprozess aus Polystyrolgranulat (General Purpose Polystyrene) unter Zugabe eines Treibmittels hergestellt. Dabei entsteht ein überwiegend geschlossenzelliger harter Schaumstoff mit hoher Feuchtebeständigkeit. Rahmenrezeptur: 85 – 93 M% Polystyrol, 0 – 12 M% Treibgase, 0,5 - 5 Talkum (Magnesiumsilikat), 2 – 3 M% Flammschutzmittel (Hexabromcyclododecan und Dicumylperoxid), 0,05 Farbpigmente, 0,05 Hilfsstoffe (Zwiener, Mötzl, 2006). Als Treibmittel werden HFKW (Teilhalogenierte Fluor-Kohlenwasserstoffe) oder CO₂ verwendet. HFKW sind stark klimaschädliche Chemikalien und daher in Österreich in vielen Anwendungen verboten (HFKW-Verordnung, BGBl. II 447/2002). Für Dämmstärken über 8 cm ist der Einsatz von HFKWs mit einem Treibhauspotential unter 300 erlaubt. Weiters gibt es zumindest eine Ausnahmegenehmigung auch für ein XPS-Produkt mit GWP größer 300 (<http://www.bauxund.at/165/>, Stand Februar 2009).

Zur Entsorgungsproblematik von FCKW/HFCKW/HFKW-geschäumten Platten siehe Polyurethan-Schäume/“Exkurs Treibmittel“

Recycling

Lose verlegte Platten (z.B. EPS-Trittschalldämmung, XPS-Umkehrdachdämmung) können zerstörungsfrei ausgebaut und theoretisch mit gleichen Einsatzzweck wiederverwendet oder als Aussparungskörper für die Betonindustrie weiterverwendet werden.

Saubere, sortenrein gesammelte Polystyrol-Dämmstoffe können zu Granulat verarbeitet werden, das zur Bodenauflockerung, als Dämmschüttung oder Zuschlagstoff zu Mörtel und Beton verarbeitet wird.

Die stoffliche Verwertung von Polystyrol durch Einschmelzen/Umschmelzen ist technisch möglich. Polystyrol-Produkte sind dafür grundsätzlich gut geeignet, da sich die Eigenschaften des Materials auch nach mehrmaliger Verarbeitung wenig verändern. Im Labormaßstab wurde vom **Fraunhofer Instituts Verfahrenstechnik und Verpackung IVV** in Zusammenarbeit mit der CreaCycle GmbH, Grevenbroichein Verfahren zur werkstofflichen Wiederaufbereitung von verschmutzten EPS-Abfällen **erprobt (www.ivv.fraunhofer.de)**. Dabei wird EPS-Abfall in einem Lösungsmittel (Glykolether, THF) bzw. einem Gemisch mit weiteren Stoffen (Ethylencarbonat, Propylencarbonat und/oder Rapsölmethylestern) aufgelöst. Das gelöste Polystyrol kann mit einem Treibmittel gefällt werden und liegt nach der Trocknung in wiederaufschäumbarer Form vor. In der Praxis ist der Autorin eine werkstoffliche Verwertung von PC-Abfälle jedoch nicht bekannt.

Eine noch nicht marktreife chemische Verwertungsmöglichkeit besteht in der Zerlegung von XPS in die niedermolekularen Ausgangsrohstoffe Ethen und Benzol (Pyrolyse).

Recycling von Wärmedämmverbundsystemen mit EPS ist wegen des Verbunds aus Putz und Dämmstoff sehr aufwändig und wird i.d.R. nicht realisiert.

Verbrennung

Polystyrol verfügt über einen ausgesprochen hohen Heizwert in der Größenordnung von Heizöl – EPS: 39,9 MJ/kg, XPS: 47 MJ/kg (Katalyse, 2003) – und kann daher einer thermischen Verwertung zugeführt werden. Eine weitere Möglichkeit der thermischen Verwertung ist die Zugabe als Porosierungsmittel zur Ziegelherstellung, wobei die Ziegelindustrie wegen der definierten Eigenschaften zunehmend auf Neupolystyrol zurückgreift.

Polystyrole sollen in Abfallverbrennungs- oder Mitverbrennungsanlagen entsorgt werden, da bei ungünstigen Verbrennungsbedingungen auch Bromwasserstoff und bromierte Furane und Dioxine in geringen Mengen entstehen.

Deponierung

Mit der Deponieverordnung ist eine Beseitigung auf Deponien nur mehr als Verunreinigung möglich. Auf der Deponie können mit der Zeit vermutlich die Flammschutzmittel aus dem Kunststoff herausgelöst werden. Gesicherte Kenntnisse über den Langzeitabbau von Polystyrol unter Deponiebedingungen existieren nicht (WECOBIS 2009).

Entsorgung in Zahlen

Inklusive Produktionsabfällen werden jährlich nur ca. 5 % des in den Verkehr gebrachten Polystyrols recycelt (WECOBIS 2009). Für PC-Abfälle kann von einer verschwindend geringen Recyclingquote ausgegangen werden. In der vorliegenden Studie wird angenommen, dass der gesamte PC-Abfall der thermischen Verwertung zugeführt wird.

6.6 Polyolefine (Polyethylen, Polypropylen, Polybuten, Polyisobutylen)

Materialbeschreibung

Polyolefine sind Kunststoffe, die durch Polymerisation von Alkenen (Olefinen) hergestellt werden. Zu den Polyolefinen (PO) zählen Polyethylen (PE), Polypropylen (PP), Polybuten (PB, PBT), Polyisobutylen (PIB) und Poly-4-methylpenten (PMP).

Je nach Anforderungen aus der Anwendung werden den Polyolefinen Zusatzstoffe in unterschiedlichem Ausmaß zugegeben. Für die meisten Anwendungen im Bauwesen ist die Zugabe von Flammschutzmitteln erforderlich. Weitere mögliche Zusatzstoffe sind Stabilisatoren, Antioxidantien und Pigmente. Die Zugabe von Weichmachern wie bei Polyvinylchlorid (PVC) ist nicht notwendig.

Polyethylen und Polypropylen finden Verwendung bei der Herstellung von Rohr- und Schlauchleitungen, Kunststoffbahnen (Folien oder Vliese) und als Isoliermaterial in der Kabelindustrie. Polypropylen wird weiterhin als Teppichrückenbeschichtung und für

Polyolefinbodenbeläge verwendet (siehe Weitere Bau- und Innenausstattungsmaterialien / Fußbodenbeläge). Für Produkte mit einer hohen Schlag- und Kälteschlagfähigkeit werden Copolymerisate aus Propylen und Ethylen verwendet (ZWIENER, MÖTZL, 2006).

Polyisobutylen (PIB) findet im Bauwesen in Form von Abdichtungsbahnen Anwendung¹¹.

Im vorliegenden Kapitel wird schwerpunktmäßig auf die Anwendung von Polyolefinen als Kunststoffbahnen (Folien und Vliese für den Einsatz als Dampfbremsen, Windsperren, Dachbelagsbahnen, Abdichtungsbahnen, Trennschicht, etc.) eingegangen.

Recycling

Vollflächig verklebte Kunststoffbahnen können nicht mit einem wirtschaftlich vertretbarem Aufwand rückgebaut werden. Sie werden daher mit dem Baumaterial entsorgt und stehen einem Recycling nicht zur Verfügung.

Lose verlegte, mechanisch befestigte und ev. nur streifenweise verklebte Kunststoffbahnen können ausgebaut werden. Nach der Nutzung (im Normalfall Jahrzehnte) ist davon auszugehen, dass die Kunststoffbahnen stark verschmutzt sind und deutliche Gebrauchsspuren (Schmutz, Klebestellen, ...) aufweisen. Von einer Wiederverwendung ist daher nicht auszugehen. Es bestehen aber Möglichkeiten des stofflichen Recyclings.

Sortenreine, saubere Polyolefinabfälle lassen sich durch Einschmelzen und Umschmelzen in neue Formen chemisch gut verwerten. Das werkstoffliche Recycling von Kunststoffen aus Polyolefin wird aber dadurch erschwert, dass es unterschiedliche Polyolefintypen gibt und die Eigenschaften der Produkte durch die chemische Struktur beeinflusst werden. Für Abbruchabfälle ist daher davon auszugehen, dass die Materialien bestenfalls zu Rohren, Parkbänken oä downgecycled werden. Verunreinigte und typenvermischte Polyolefinabfälle könnten außerdem durch Pyrolyse in ihre Bestandteile zerlegt werden. Dabei können die Kunststoffe bis zu 20 % verunreinigt sein.

In Deutschland wurde ein Sammelsystem speziell für Dachbahnen (ROOFCOLLECT®) eingerichtet. Es wird von der Firma Interseroh betrieben und befindet sich derzeit in einer Erweiterung auf die europäischen Nachbarstaaten, koordiniert von der Brüsseler Interessenvertretung ESWA (European Single ply Waterproofing Association) der Hersteller von Kunststoff-Dach- und Dichtungsbahnen (TYVEK, 2006). Eine sortenreine Sammlung nach einzelnen Kunststoffen dürfte dabei nicht umgesetzt sein. In Österreich besteht derzeit gar kein eigenes Sammelsystem für Dach- und Dichtungsbahnen.

Verbrennung

Die Polymere der Polyolefine bestehen ausschließlich aus Kohlenstoff und Wasserstoff. Sie zeigen daher keine signifikante Luftbelastung bei der thermischen Verwertung in Verbrennungsanlagen und verfügen über einen hohen Heizwert, der annähernd dem von Heizöl entspricht (40 und 45 MJ/kg, WECOBIS 2009). Mit zunehmendem Anteil an Füllstoffen, nimmt der Heizwert aber ab und kann bei Bodenbelägen bis auf 13 MJ/kg absinken (siehe Polyolefin-Bodenbeläge).

¹¹ Die Anwendung in Klebstoffen, Lacken etc. wird hier nicht betrachtet.

Polyolefine enthalten aber auch Zusatzstoffe, v.a. Flammschutzmittel. Die mengenmäßig relevantesten Flammschutzmittel in Polyolefinen sind die Aluminiumoxidhydrate (wecobis 2009). Diese sind aus entsorgungstechnischer Sicht unbedenklich.

Die Verbrennung sollte dennoch nur unter den kontrollierten Bedingungen einer Abfall- oder Mitverbrennungsanlage erfolgen, da bei ungünstigen Brennbedingungen auch aus Polyolefinen toxischere Kohlenwasserstoffe freigesetzt werden können. Möglicherweise enthaltene bromierte Flammschutzmittel führen zur Bildung von polybromierten Dioxinen und Furanen.

Deponierung

Ein Abbau von Polyolefinen dürfte erst über eine sehr große Zeitspanne erfolgen. Über das Langzeitverhalten von Polyolefinen in Deponien sind keine zuverlässigen Untersuchungen verfügbar. (WECOBIS 2009)

6.7 Zusammenfassung

Kunststoffe - Allgemein

Kunststoffe bestehen zu einem Großteil aus organischem Kohlenstoff und dürfen daher nur in Ausnahmefällen deponiert werden. Als Optionen verbleiben dann Recycling oder Verbrennung, wobei Kunststoffabfälle grundsätzlich einen energiereichen, wertvollen Rohstoff für verschiedene Prozesse darstellen.

Für die stoffliche Verwertung von Kunststoffen stehen prinzipiell drei unterschiedliche Wege zur Verfügung: die werkstoffliche Verwertung, die chemische Verwertung, die Verwertung als Zuschlagsstoff. Die werkstoffliche Verwertung sortenreiner Kunststoffe, bei der die Polymere erhalten bleiben, ist die höchste Form der stofflichen Verwertung. Bei der chemischen Verwertung werden die Polymere der Kunststoffe in ihre Einzelbaustoffe zerlegt, aus denen wieder neue Kunststoffe erzeugt werden können. Als dritte Möglichkeit steht die Einbindung von Kunststoffgranulaten in eine neue Matrix (z.B. Polyurethanharz oder Zement) zur Verfügung. Es handelt sich dabei um ein Downcycling, da die Kunststoffgranulate nur mehr die Funktion eines Zuschlagsstoffes erfüllen.

In der Praxis scheitert die stoffliche Verwertung von PC-Kunststoffabfällen häufig an vielen Faktoren. Die technischen Recyclingmöglichkeiten finden daher heute in der Praxis kaum Anwendung.

Kunststoffe besitzen einen hohen Heizwert. So ist der Heizwert von Polyethylen und Polypropylen beinahe so hoch ist wie derjenige von Erdöl. Die Verbrennung von Kunststoffabfällen kann daher einen sinnvollen Entsorgungsweg darstellen.

Polyvinylchlorid (PVC)

Höher qualitatives Recycling für post-consumer Abfälle existiert nur für Rohre und Fenster und nur in sehr geringen Mengen. Bei einem Großteil der PVC-Recyclingaktivitäten, insbesondere von Weich-PVC, entstehen Recyclate von „geringem kommerziellen Wert“.

Problematisch bei den Recyclingbemühungen ist außerdem, dass noch über Jahrzehnte mit Schwermetallen (Cadmium, Blei) und anderen Umwelttoxinen aus der Vergangenheit wie

PCBs oder Chlorparaffinen belastete PVC-Abfälle anfallen werden. Eine wesentliche Funktion der PVC-Produktion ist das bei der Alkalilaugeproduktion anfallende Chlor zu binden. Ein umfangreiches Recycling von Alt-PVC läuft dieser Funktion entgegen.

Für die Recyclingraten von PVC-Produkten können folgende Annahmen getroffen werden:

Baustoff	Recyclingrate	Quelle
Fensterprofile:	16 %	ÖAKF 2006, Seite 30
Bodenbeläge:	8 %	Windsperger 2007 (GUA)
Folien	8 %	Windsperger 2007 (GUA)

Die restlichen Mengen werden in Abfallverbrennungsanlagen beseitigt.

Eigentlich eignet sich PVC aufgrund seines hohen Chloranteils nur bedingt für eine energetische Verwertung. Kunststoffe mit hohem Halogengehalt haben bei der Verbrennung gravierende Nachteile gegenüber halogenfreien Materialien. Auch bei der thermischen Verwertung in Zementwerken ist ein sehr geringer Chlorgehalt Voraussetzung für eine wirtschaftliche Nutzung von Kunststoffabfällen. Im Vergleich zu anderen Kunststoffen hat PVC einen geringeren Erdölanteil und daher einen geringeren Brennwert. Andererseits ist die Hochtemperaturverbrennung von schwermetall- und phthalathaltigen PVC-Abfällen derzeit die einzige abfallwirtschaftliche Behandlungsmethode, bei der die organischen Schadstoffe im PVC weitgehend zerstört und die anorganischen Schadstoffe (Schwermetalle) über die Filter der Verbrennungsanlagen konzentriert gesammelt und kontrolliert entsorgt werden können.

Polyurethan-Schäume

Duroplasten können nicht wie Thermoplasten (Polyolefine, PVC) wieder eingeschmolzen (werkstofflich verwertet) werden. Bei hoher Sortenreinheit und Sauberkeit sind theoretisch verschiedene Arten von chemischem Recycling möglich. All diese Verfahren eignen sich allerdings nur für Produktionsabfälle, deren Zusammensetzung genau bekannt ist. In der Praxis tatsächlich angewandt wird die Verwertung als Zuschlagstoff („Purenit“).

Polyurethan-Hartschaum-Dämmstoffe können bei zerstörungsfreiem Ausbau theoretisch wiederverwendet werden. Schwer möglich ist die Trennung von Dämmstoff und allfälligen Kaschierungen. Bei Sandwich-Elementen muss das Blech abgezogen und eingeschmolzen werden.

Polyurethan-Ortschäume sind schwer von der Konstruktion, in die sie eingespritzt oder -gegossen wurden, zu trennen. Recycling ist praktisch ausgeschlossen.

Polyurethan-Montageschäume fallen gemeinsam mit dem Bauschutt an, eine Trennung ist aufgrund der kleinteiligen Einbausituation und der Verhaftung mit dem jeweiligen Untergrund nur schwer möglich (WECOBIS 2009).

Aus heutiger Sicht stellt sich außerdem als problematisch dar, dass in Zukunft Dämmplatten mit unterschiedlichsten Treibmitteln (FCKW, HFCKW, HFKW aus Altbestand und CO₂ nach heutigem Stand) anfallen werden, womit ein Recycling für die nächsten Jahre praktisch ausgeschlossen werden kann (siehe auch „Exkurs Treibmittel“).

Polyurethan enthält einen hohen Stickstoffanteil, der bei der Verbrennung in Abfallverbrennungsanlagen v. a. in Form von Stickoxiden freigesetzt wird, die mittels Entstickungsverfahren aus den Rauchgasen entfernt werden. Besonders nachteilig ist die Entsorgung von alukaschierten Polyurethan-Hartschäumen, da Aluminium als Bestandteil von Müllverbrennungsschlacken problematisch wirkt.

In der vorliegenden Studie wird angenommen, dass der gesamte PC-Abfall der thermischen Verwertung zugeführt wird.

Polystyrol-Dämmplatten

Polystyrol findet im Bauwesen v. a. als Dämmstoff in Form von EPS- oder XPS-Dämmplatten Anwendung. In XPS-Dämmplatten ist bei Dämmstärken über 8 cm noch der Einsatz von HFKWs mit einem Treibhauspotential unter 300 erlaubt, weiters gibt es auch noch Ausnahmegenehmigungen für den Einsatz von HFKW.

Lose verlegte Platten (z.B. EPS-Trittschalldämmung, XPS-Umkehrdachdämmung) können zerstörungsfrei ausgebaut und theoretisch mit gleichem Einsatzzweck wiederverwendet oder als Aussparungskörper für die Betonindustrie weiterverwendet werden. Saubere, sortenrein gesammelte Polystyrol-Dämmstoffe können zu Granulat verarbeitet werden, das zur Bodenauflockerung, als Dämmschüttung oder Zuschlagstoff zu Mörtel und Beton verarbeitet wird. Recycling von Wärmedämmverbundsystemen mit EPS ist wegen des Verbunds aus Putz und Dämmstoff sehr aufwändig und wird i.d.R. nicht realisiert. Eine werkstoffliche oder chemische Verwertung von PC-Polystyrolen aus dem Abbruch ist der Autorin in der Praxis nicht bekannt.

Aus heutiger Sicht stellt sich außerdem als problematisch dar, dass in Zukunft XPS-Dämmplatten mit unterschiedlichsten Treibmitteln (FCKW, HFCKW, HFKW aus Altbestand und HFKW oder CO₂ nach heutigem Stand) anfallen werden, womit ein Recycling für die nächsten Jahre praktisch ausgeschlossen werden kann (siehe auch „Exkurs Treibmittel“).

Polystyrol verfügt über einen ausgesprochen hohen Heizwert in der Größenordnung von Heizöl und kann daher einer thermischen Verwertung zugeführt werden.

In der vorliegenden Studie wird angenommen, dass der gesamte PC-Abfall der thermischen Verwertung zugeführt wird.

7. Weitere Bau- und Innenausstattungsmaterialien

7.2 Mineralwolle-Dämmstoffe

Material

Mineralwolle-Dämmstoffe sind Wärmedämmstoffe aus künstlichen Mineralfasern. Im Bauwesen werden Mineralwolle-Dämmstoffe in Form von Platten oder rollbaren Matten und Filzen sowie als Formteile z. B. zur Dämmung von Rohrleitungen verwendet.

Rohstoffe sind Glasrohstoffe und Altglas (Glaswolle) oder Gestein (Basalt und Diabas mit geringen Mengen an Kalk und Dolomit (Steinwolle). Schlackenwolle, die aus Schlacke der Stahl- und Buntmetallindustrie hergestellt wird, kommt heute im Hochbau praktisch nicht mehr zum Einsatz. Mineralwolle-Dämmstoffe enthalten bis zu 7 % formaldehydhaltiges Kunstharz-Bindemittel auf Phenol-Formaldehyd-Basis, bis zu ca. 1 % aliphatische Mineralöle zur Staubminderung und ggf. bis zu 0,2 % Polysiloxanole als wasserabweisende Mittel (Hydrophobierung).

Bei Tätigkeiten mit Mineralwolle-Produkten können künstliche Mineralfasern (KMF) freigesetzt werden. KMF wurden von der International Agency for Research on Cancer (IARC) in Kategorie 2b eingestuft (Bei Exposition mit diesen Faserarten besteht möglicherweise Gefahr der Kanzerogenität). Nach der Richtlinie 97/69/EG zur 23. Anpassung der Richtlinie 67/548/EWG der Kommission sind Mineralfasern in K3 (krebsverdächtig) und hautreizend eingestuft. Diese Richtlinie enthält allerdings in der Anmerkung Q Freizeichnungskriterien, nach denen KMF in keine krebserzeugende Kategorie eingestuft werden, wenn sie die geforderten Kriterien erfüllen. Seit dem Jahr 2000 dürfen nur mehr Mineralwolle-Produkte, welche die Freizeichnungskriterien erfüllen, hergestellt und verwendet werden.

Recycling

Nicht verklebte und saubere Mineralwolle lässt sich wiederverwenden oder als Stopfwolle weiterverwerten (allerdings praxisfern).

Das stoffliche Recyclingpotential von Mineralwolle muss derzeit als niedrig angesehen werden:

Damit ein Wiedereinschmelzen möglich ist, muss das Altmaterial sehr sauber sein (keine Bitumen-, Mörtel- oder Zementreste, Holz, Metallteile, etc.) (FLUMROC 2006, SIA 95). Die größten Probleme beim Wiedereinschmelzen verursachen die leichten Fasern, die in der Brennerflamme aufsteigen und in den nachfolgenden Wärmetauschern Probleme verursachen können (Deutsche Basaltwolle 1998). Die Fasern müssen daher vorher zerkleinert, vermischt und kompaktiert werden (HERAKLITH 1999).

Für reine Produktions- und Baustellenabfälle aus **Steinwolle** sind einige Verwertungsanlagen in den Steinwolle-Werken in Betrieb:

Die Fa. Deutsche Basaltwolle GmbH hat mit Fördergeldern des UBA einen Zyklonschmelzofen errichtet. Die Abfallsteinwolle wird zerkleinert und über den Brenner eingeblasen. Die

Wolle schmilzt an den Innenwänden des Zyklonofens und tropft in den Feeder (Schmelzezu-
laufkanal). Von dort fließt die geschmolzene Steinwolle direkt in die Schmelzwanne und wird
gemeinsam mit dem dort aufgeschmolzenen Basalt weiterverarbeitet. Die Abgase des
Zyklonofens werden mit den Abgasen des Schmelzofens zusammengeführt.
Die Fa. Rockwool nimmt an den drei Werksstandorten Baustellenverschnitt ihre eigenen
Dämmstoffe zurück, die zunächst zermahlen und anschließend zu Briketts verarbeitet
werden. Diese Briketts entsprechen den Rohstoffen, die die Ausgangsmaterialien der
Produktion bilden. Der Rücklauf ist nach wie vor gering. Die Kapazität der Anlage zum
Schmelzen von Steinwolleabfällen des Werks Flechtingen beträgt 593 t. (ROCKWOOL 2006)

Für **Glaswolle**-Abfälle ist der Autorin derzeit kein Rücknahme- und Verwertungskonzept
bekannt.

Ein Wiedereinbau „alter“ Mineralwolle (krebsverdächtig) ist lediglich für im Rahmen von
Instandhaltungsarbeiten demontierte Materialien zulässig, unter der Voraussetzung, dass
dabei keine oder nur eine geringe Faserbelastung zu erwarten ist.

Verbrennung

Eine energetische Verwertung der nicht-brennbaren Mineralwolle-Dämmstoffen ist nicht
möglich. Dennoch werden Mineralfasern häufig gemeinsam mit anderen (brennbaren)
Baumaterialien in der Abfallverbrennungsanlage beseitigt. Aufgrund des Faserflugs kann es
dort zu Filter-Kurzschlüssen und damit zu Problemen in der Rauchgasreinigung kommen.
Mineralwolle enthält je nach Anwendungszweck bis zu 9 % organische Zusatzstoffe, die
beim Schmelzen von Abfallwolle in Form von organischen Emissionen freigesetzt werden.
Diese Emissionen sind unter Verbrennung bei hohen Temperaturen unproblematisch, worauf
auch Untersuchungen der DEUTSCHEBASALTWOLLE GmbH (1998) hinweisen.

Deponierung

Mineralwolle-Dämmstoffe dürfen laut Deponieverordnung, Anlage 2, Liste 2 auf
Baurestmassendeponien abgelagert werden.

Die mineralischen Bestandteile verhalten sich auf der Deponie neutral. Die duroplastischen
Bindemittel sind sehr stabil und reagieren auch bei erhöhten Temperaturen auf der Deponie
nur sehr zögernd (WECOBIS 2009).

Nachteilig bei der Deponierung ist einerseits die geringe Rohdichte und schlechte
Komprimierbarkeit und der damit verbundene Raumbedarf, andererseits können auf
Deponien Fasern freigesetzt werden.

7.3 Weitere Dämmstoffe aus mineralischen Rohstoffen

Mineralschaumplatte

Mineralschaumplatten sind dampfgehärtete Dämmplatten aus Quarzsand, Kalk, Zement,
Wasser und einem porenbildenden Zusatzstoff. Das Herstellungsverfahren erfolgt analog
jenem für Porenbeton oder Kalksandstein. Zur Reduktion der Feuchtigkeitsaufnahme wird

das Material über den gesamten Querschnitt hydrophobiert (Gehalt an Hydrophobierungsmittel < 1 M.-%).

Mineralschaumplatten werden als Wärmedämmverbundsystem oder als verputzte Innendämmung eingesetzt.

Die Platte und die Deckschicht sind sortenrein trennbar. Die Trennung des Klebers von der Wand ist wie bei anderen Wärmedämmverbundsystem schwieriger, da dieser fest am Produkt anhaftet.

Die mineralische Abfälle des Dämmsystem sind als Granulat für Schüttungen oder als Verfüllmaterial geeignet. Als Zuschlagstoff für zementgebundene Baustoff ist es laut Herstellerankunft nicht geeignet. Ein hochwertiges Recyclingkonzept für Mineralschaumplatten gibt es derzeit noch nicht. Eine potentielle Verwertungsmöglichkeit wird vom Hersteller als Zuschlag für Leichtmauermörtel gesehen.

Das Dämmsystem besteht zu beinahe 100 % aus mineralischen Rohstoffen und kann auf Baurestmassendeponien entsorgt werden.

Perlite

Perlite sind wasserhaltige, glasige Gesteine die durch Vulkantätigkeit mit Wasserkontakt entstehen. Für die Herstellung expandierter Perlite wird Perlit kurzzeitig auf über 1.000 °C erhitzt, wodurch schlagartig das chemisch gebundene Wasser des Gesteins entweicht und das Rohmaterial auf das 15 bis 20-fache seines Volumens expandiert wird. Sie werden je nach Anwendungszweck rein, mit Silikonen hydrophobiert oder mit Bitumen, Naturharzen o. ä. ummantelt, hergestellt.

Expandierte Perlite finden Verwendung als Ausgleichs- oder Dämmschüttung in Wänden, Decken und Dächern. In Passivhäusern werden sie verstärkt als innenliegende Dämmung auf Bodenplatten eingesetzt (IBO, 2008)

Die Rückgewinnung von Perliten ist problemlos möglich. Das Material kann nach Reinigung und Trocknung als Schüttmaterial oder Zuschlagstoff wiederverwendet werden. Die Deponierung erfolgt auf Baurestmassendeponie. Bei bitumierten Produkten ist ev. eine thermische Vorbehandlung der Produkte erforderlich.

Schaumglasplatten

Schaumglasplatten bestehen aus Glaspulver, das mit einem kohlenstoffhaltigen Blähmittel versehen und auf ca. 1000 °C erhitzt wird. Beim Oxidieren des Kohlenstoffs bilden sich Gasblasen, die in der abgekühlten Masse eingeschlossen werden. Nebenbestandteile der Gasfüllung sind Schwefelwasserstoffe aus dem Schwefelgehalt des Kohlenstoffes.

(ZWIENER und MÖTZL 2006)

Die Hauptanwendungsgebiete von Schaumglasplatten liegen in der Außendämmung erdberührter Bauteile (Perimeterdämmung, Bodenplattendämmung), Flachdächern sowie allen druckbelasteten Anwendungen.

In Sandbett verlegte Platten können bei gutem Zustand wieder- bzw. als Schüttmaterial weiterverwendet werden. Bei sortenreiner Trennung können die Platten wieder in die Produktion zurückgeführt werden.

Meistens werden Schaumglasplatten aber in Heißbitumen verlegt, oder vollflächig mit Kaltkleber angebracht, so dass ein zerstörungsfreier Ausbau nicht möglich ist. Die Platten zerbröseln außerdem bei Punktbelastungen, was auch die sortenreine Trennung vor Ort erschwert. In Aufbereitungsanlagen kann Schaumglas im Windsichter über die niedrige Rohdichte getrennt werden. Mit Bitumen versehene Schaumglasabfälle können als Grabenfüllmaterial im Tiefbau oder z.B. für Lärmschutzwände eingesetzt werden.

Die Deponierung erfolgt auf Baurestmassendeponie. Bei hohem Bitumenanteil ist ev. eine thermische Vorbehandlung der Produkte erforderlich. Durch Zertrümmerung kann das Material auf bis zu 4,8 % des Volumens reduziert werden (WECOBIS 2009). Eine Freisetzung von Schadstoffen ist aus dem inerten Material nicht zu erwarten.

Blähton

Für die Herstellung von Blähtongranulat („Leca“) werden Tonkügelchen, gegebenenfalls unter Zugabe von Blähhilfsmitteln, im Drehrohrofen bei ca. 1250 °C gebrannt. Durch die hohen Temperaturen entwickeln sich aus den im Ton enthaltenen organischen Stoffen Gase, wodurch sich die Tonkügelchen aufblähen. Die Oberfläche der Tonkugeln versintert beim Brennprozess.

Blähton wird als Ausgleichsschicht oder Wärmedämmschüttung sowie als Leichtzuschlag zu Mauersteinen oder Beton eingesetzt. (ZWIENER und MÖTZL, 2006)

Die Rückgewinnung von geschüttetem Blähton ist problemlos möglich. Das Material kann nach Reinigung und Trocknung als Schüttmaterial oder Zuschlagstoff wiederverwendet werden. Die Deponierung erfolgt auf Baurestmassendeponie.

Als Zuschlagstoff eingesetzter Blähton wird gemeinsam mit dem Leichtbeton entsorgt.

7.4 Bitumen

Material

Bitumen ist ein Gemisch verschiedener Kohlenwasserstoffe, das bei der Mineralölverarbeitung erzeugt wird oder natürlich in Form von Naturbitumen vorliegt. Die genaue Zusammensetzung von Bitumen schwankt stark in Abhängigkeit vom Herkunftsort des entsprechenden Rohöls. Die Inhaltsstoffe werden in 4 Gruppen unterteilt: schwefelhaltige Verbindungen, sauerstoffhaltige Verbindungen (Naphthensäuren, Phenole, Fettsäuren), stickstoffhaltige Verbindungen und metallhaltige Verbindungen (Fettsäuremetallsalze, Metallkomplexe). Der Gehalt an polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) liegt in der Bandbreite von 6 bis 60 mg/kg (ZWIENER, MÖTZL, 2006).

Ca. 80% des produzierten Bitumens wird als Bindemittel bei der Herstellung von Asphalt verwendet. Im Hochbauwesen wird Bitumen für Bitumendach- und -dichtungsbahnen, im Bautenschutz, als bitumierte Spachtelmassen, als Bindemittel in Gussasphaltestrichen und Asphaltplatten verwendet.

Recycling

Eine stoffliche Verwertung von Bitumen ist grundsätzlich möglich und wird in Form von Asphalt im Tiefbau in großem Maße praktiziert.

Bis vor kurzem galten Bitumenabfälle aus dem Hochbau als nicht rezyklierbar, da die Aufarbeitung der Stoffe mit hohem verfahrenstechnischen Aufwand verbunden schien. Bitumenabfälle wurden aufgrund ihres hohen Heizwertes vorrangig als Sekundärbrennstoff energetisch verwertet. Ein Recycling der Bitumenabfälle ist mit einem zweistufigen Verfahren möglich. Nach einer Vorzerkleinerung in festem Zustand wird das Granulat im heißflüssigen Zustand geschmolzen und aufgeschlossen. Zur Lagerung und für den Transport wird das heiße Rezyklat in Blöcke gegossen. Produkte, die aus dem Bitumenrezyklat hergestellt werden, sind z.B. Fugenvergussmassen, Bautenschutzmatten oder Tritt- oder Körperschalldämmungen mit Rezyklatanteilen bis zu 95 % (SCHEIBENGRAF, REISINGER 2006, Seite 77).

In der Regel liegen Baustoffe aus Bitumen aber fest mit dem Untergrund verbunden vor: Bitumen-Dichtungsbahnen werden meist verklebt, Bitumenanstriche und -kleber haften funktionsgemäß gut an den begrenzenden Schichten. In diesem Fall ist Recycling allenfalls gemeinsam mit dem verbundenen Baustoff zu niederwertigen Einsatzzwecken möglich, wobei Bitumen als „Verunreinigung“ angesehen werden muss. Da Bitumen als Koppelprodukt in Erdölraffinerien anfällt, ist der Rohstoff ausreichend vorhanden und es fehlen Anreize für die werkstoffliche Verwertung.

Verbrennung

Bitumen sollte wegen seines hohen Kohlenstoffgehalts und hohen Heizwerts der thermischen Verwertung in geeigneten Anlagen mit möglichst hohem Wirkungsgrad der Energienutzung zugeführt werden. Der Heizwert liegt mit ca. 40 MJ/kg (WECOBIS 2009) in der Größenordnung von Heizöl. Nachteilig ist der hohe Schwefelgehalt in der Größenordnung von Schweröl. Die Verbrennungsanlagen sollten daher mit Rauchgasreinigungsanlagen ausgestattet sein. Ökotoxikologisch relevante Mengen an Schlacke und Filterstäuben entstehen bei der Verbrennung von Bitumen nicht (WECOBIS 2009).

Bitumen-Dichtungsbahnen haben einen Bitumengehalt von durchschnittlich etwa 75 % und damit ebenfalls einen relativ hohen Heizwert. Die mineralischen Bestandteile bleiben in der Schlacke zurück und müssen deponiert werden.

Voranstriche und Klebstoffe auf Bitumenbasis lassen sich nicht separat energetisch verwerten. Sie haften entweder an der mineralischen Unterlage oder an der Deckschicht aus bitumenhaltigem Material.

Deponierung

Bitumen - („auch Dachpappen auf Bitumenbasis“ - darf gemäß Liste II im Anhang 2 der Deponieverordnung (DepVO 2008) auf Baurestmassendeponien abgelagert werden.

Ein Abbau des Bitumens unter Deponiebedingungen dürfte in Anbetracht der Entstehungsgeschichte des Bitumens höchstens in außerordentlich langen Zeiträumen erfolgen.

Emissionen in Folge von Ablagerungen von Baumaterialien aus Bitumen auf Deponien

können in zivilisatorischen Zeiträumen ausgeschlossen werden. Dennoch ist eine Ablagerung auf Deponien in Anbetracht des hohen Heizwertes ökologisch nicht sinnvoll. Nach TA-Siedlungsabfall muss Bitumen energetisch verwertet werden.

7.5 Fußbodenbeläge

Linoleumbeläge

Linoleumbeläge bestehen aus einer „Linoleumdeckmasse“, die unter hohem Druck auf ein Jutegewebe gepresst wurde. Die Deckmasse setzt sich zusammen aus ca. 35 % Linoleumzement, 29 - 35 % Holz- oder Korkmehl, 23 – 28 % anorganischen Füllstoffen und 6 % Pigmenten auf Calcium-, Eisen oder Manganbasis. Der Linoleumzement wird durch Polymerisation aus einer Mischung von ca. 75 - 80 % Leinöl und ca. 20 - 25 % Baumharz hergestellt. Die Reaktion wird durch einen Zink-Katalysator gestartet (ca. 0,01 % Zink bezogen auf die Linoleumdeckmasse).

Linoleumbeläge werden mit dem Untergrund vollflächig verklebt, eine Weiterverwendung ist daher allenfalls gemeinsam mit dem Untergrund (z.B. Holzwerkstoffplatte) möglich. Bei der Neuproduktion wird bis zu 25 % Scrap – reines geschrotetes Altlinoleum aus Produktionsabfällen oder Baustellenabschnitten – beigegeben. Von einer stofflichen Verwertung von PC-Linoleumabfällen ist nicht auszugehen.

Die Verbrennung von Linoleumbelägen ist unproblematisch. Der Heizwert liegt wegen des hohen Füllstoffanteils vergleichsweise niedrig bei ca. 20 MJ/kg. Die mineralischen Füllstoffe bleiben in der Schlacke zurück.

Unter Deponiebedingungen dürften sich Linoleumbeläge (nur in Form von Verunreinigungen erlaubt) aufgrund der biologisch abbaubaren Inhaltsstoffe vermutlich relativ schnell abbauen. Sinnvoller ist die thermische Verwertung.

Elastomerbodenbeläge

Elastomerbodenbeläge (auch Gummibeläge oder Kautschukbeläge) werden aus Synthese- und Naturkautschuk gefertigt. Der am häufigsten verwendete Kautschuk ist Styrol-Butadien-Kautschuk (SBR). Andere Kautschuke wie Butylkautschuk (IIR), Ethylen-Propylen-Kautschuk (EPM) oder Ethylen-Propylen-Terpolymer (EPDM) finden in geringerer Menge Verwendung. Zur Herstellung wird plastifiziertes Emulsions-SBR mit elementarem Schwefel unter Zusatz von Vulkanisationsbeschleunigern vernetzt. Durch die Zugabe von Alterungsschutzmitteln werden Elastomer-Bodenbeläge gegen den Einfluss von Licht- und Sauerstoff geschützt. Weichmachern sind nicht erforderlich. Rahmenrezeptur: ca. 35 % Kautschuk, 50 - 60 % anorganischen Füllstoffen wie z.B. Ton und Kaolin, 5 % Pigmente, 1,5 % Schwefel und Verarbeitungshilfsmitteln (ZWIENER, MÖTZL, 2006)

Elastomerbeläge sind in der Regel vollflächig verklebt, sodass sie nicht wiederverwendet können und auch die sortenreine Rückgewinnung schwierig ist. Eine stoffliche Verwertung ist als Granulat für Straßenbeläge oder als Füllstoff für andere Produkte wie z.B. Polyurethan gebundene Matten oder Sportplatzbeläge möglich (WECOBIS 2009).

Das Downcycling ist umstritten. Man ersetzt dadurch lediglich gut verfügbare Füllstoffe, deren Herstellung wohl selten aufwendiger ist als das Recyclieren von Bodenbelägen.

Der Heizwert von Elastomer-Bodenbelägen liegt wegen des hohen Füllstoffanteils vergleichsweise niedrig bei ca. 20 MJ/kg. Bei der Verbrennung zu berücksichtigen ist der hohe Schwefelgehalt, sodass Elastomerbeläge nur in Verbrennungsanlagen mit entsprechender Rauchgasreinigung verbrannt werden sollten. Die mineralischen Füllstoffe werden mit der Schlacke deponiert. Elastomere enthalten außerdem einen relativ hohen Anteil an Zinkstabilisatoren, die bei der Verbrennung als Rückstände in Flugasche und Schlacke anfallen.

Die Ablagerung von Elastomerbelägen auf Deponien ist nur mehr als Verunreinigen erlaubt. Ein Abbau der Bodenbeläge unter Deponiebedingungen dürfte mit großer Wahrscheinlichkeit nur langsam erfolgen (WECOBIS 2009).

Polyolefinbodenbeläge

Polyolefinbodenbeläge sind homogene elastische Bodenbeläge, die auf Legierungen aus unterschiedlichen Polyolefinen (Polyethylen, Polypropylen, Polybutylen) basieren. Zur Verbesserung der elastischen Eigenschaften wird außerdem ein innerer Weichmacher (z.B. Ethylen-Vinylacetat) zugemischt. Die Bodenbeläge enthalten darüber hinaus fast 70 % mineralische Füllstoffe (Gesteinsmehle wie Kreide oder Kaolin), Pigmente und geringe Mengen an Additiven (< 1 M.-%). Zum Schutz der Oberfläche wird eine Acryldispersion oder eine Polyurethanbeschichtung aufgebracht.

Polyolefinbodenbeläge werden vollflächig verklebt.

Polyolefinbeläge werden vollflächig verklebt, sind daher nicht rückgewinnbar und werden daher weder wiederverwendet noch stofflich verwertet. Aus ökonomischer Sicht lohnte sich das stoffliche Recycling auch nicht und eine thermische Entsorgung ist unproblematisch möglich.

Der Heizwert von Polyolefin-Bodenbelägen ist aufgrund des hohen Anteils an Füllstoffen allerdings sehr gering und liegt mit 13 MJ/kg schon nahe der Grenze für die Definition der energetischen Verwertbarkeit (11 MJ/kg). Bei der Verbrennung entstehen größere Mengen an Rückstände, die aber unproblematisch sind (vorwiegend aus den mineralischen Füllstoffen).

Die Deponierung von Polyolefinabfällen ist nur mehr als Verunreinigung oder nach Vorbehandlung erlaubt. Der Abbau von Polyolefin-Bodenbelägen dürfte erst über eine sehr große Zeitspanne erfolgen. Über das Langzeitverhalten von Polyolefinen in Deponien sind keine zuverlässigen Untersuchungen verfügbar (WECOBIS 2009).

8. Literatur

ALBRECHT, KOSTEAS: Albrecht G., Kosteas D. (Projektleitung): BayForrest – Endbericht. F243: Nachhaltiges Bauen mit Aluminium und/oder Glas. Technische Universität München – Fakultät für Bauingenieur- und Vermessungswesen. Radlbeck Christina (Aluminium), Schlinz Michael (Glas), Dienes Eszter (Ökobilanzierung). 4. Dezember 2005

ALTHAUS H.-J., Lehmann M., Kellenberger D: Ökologische Baustoffliste (v1.0.2), Empa Abteilung Technologie und Gesellschaft, Dübendorf, 2006 (Download: http://www.Quelz.empa.ch/plugin/template/empa*/54731/---/l=1)

ALUINFO: <http://www.aluinfo.de/de/umwelt/133.htm> abgefragt am 26.02.2006

ANDERS Evald: Energy from Wood. dk-TEKNIK Energy and Environment. Soborg, Denmark. Cost E9. Präsentation in Helsinki, März 2000

BAFU (Bundesamt für Umwelt): Stoffliches Recycling: Verwertung ist sinnvoll – aber nicht um jeden Preis. <http://www.bafu.admin.ch> abgerufen am 13.09.2009

BARDT Hubertus: Die gesamtwirtschaftliche Bedeutung von Sekundärrohstoffen. Vorabdruck aus: IW-Trends – Vierteljahresschrift zur empirischen Wirtschaftsforschung aus dem Institut der deutschen Wirtschaft Köln, 33. Jahrgang, Heft 3/2006. Juli 2006

BAUBOOK: http://www.baubook.at/m/Daten/Bilder/Infos/k2_k3_Ratgeber_Rueckbau.pdf (abgerufen am 13.09.2009)

BELAZZI Thomas, LEUTGEB Franz: PVC 2008: Fakten, Trends, Bewertung. bauXund im Auftrag des „ÖkoKauf Wien“ Programms der Stadt Wien und des Wiener Krankenanstaltenverbundes. Wien, im April 2008

BHKW-ANLAGEN: Stroh als Dämmstoff <http://www.bhkw-anlagen.com/blockheizkraftwerke/strohballenvergaser/strohalsbrennstoff/index.html>, abgerufen, 17.02.2008)

BMBWK (Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft und Kultur). Medienservice 84043. Metallrecycling Medienbegleitheft zur Videokassette. Produktionsjahr 2002 <http://www.bmukk.gv.at/medienpool/9225/84043.pdf> (abgerufen am 14.10.2008)

BRV Österreichischer Baustoff-Recycling Verband: Die Richtlinie für Recycling-Baustoffe. Gesamtausgabe. 8. Auflage, September 2009

CAR Martin: Baustoff-Recycling. Umweltschutz forciert Maßnahmen. bau.zeitung 18/05

CLASSEN, Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (EMPA) (2004): Graue Energie von Bauprodukten aus Aluminium unter Berücksichtigung der wertkorrigierten Substitution, Studie im Auftrag des Schweizerischen Aluminium-Verbandes. Mischa Classen (Projektverfasser), Hans-Jörg Althaus. Dübendorf, 2004

COUTALIDES R; Fischer K.; Ganz R.: Produkt- und Ökopprofil von Metalldächern. Kurzfassung. Bau- und Umweltchemie. Zürich, 6. Juni 2000

DEPONIEVERORDNUNG 2008 (DepVO), 39. Verordnung des BMLFUW über Deponien, ausgegeben am 30. Jänner 2008 Teil II

DEUTSCHE BASALTWOLLE: Entwicklung einer Recycling-Einschmelzanlage für Steinwolle zur Minimierung der Deponiemenge. Deutsche Basaltwolle GmbH. Fördernde Institution: Umweltbundesamt, Fachbereich III. Projekt-Nr. 3097. Laufzeit 1993-1996. BMU Umwelt 6/98, S 286

EBERT G.: Biopolymere – Struktur und Eigenschaften, Teubner, Stuttgart, 1992, zitiert nach Widdecke Hartmut, Marek Andreas: Herstellung von Polypropylen-Naturfasercomposites (<http://www.fh-wolfenbuettel.de/cms/de/ifr/download/pp-naturfasercompounds.pdf>, abgerufen 17.02.2008)

ECOINVENT METALLE: ecoinvent Report 10 Metalle, Juni 2004

ECOINVENT: ecoinvent Data v1.1. The Life Cycle Inventory Data version 1.1. Hg.v. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, June 2004.

EUROFER, IZA-EUROPE Eurofer, IZA-Europe: Zinc Recycling – Zink Verzinkter Stahl. Broschüre, vermutlich 1998 (auch downloadbar unter: <http://www.initiative-zink.de>)

FEHRINGER Roland (TU); Langkammer Peter (TU); Stark Wolfgang (GUA); Frühwirth Werner (GUA): Branchenbezogener Behandlungsbedarf von Abfällen gemäß Deponieverordnung (BMU-GEMA). Techn. Univ. Wien / Inst. für Wassergüte und Abfallwirtschaft / Abt. Abfallwirtschaft u. Stoffhaushalt und GUA – Gesellschaft für umfassende Analysen GmbH im Auftrag des Bundesmin. für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Februar 2003

FEHRINGER Roland, BRUNNER Paul H.: Kunststoffflüsse und Möglichkeiten der Kunststoffverwertung in Österreich. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie (Hrsg). Monographien Band M-080. Wien, 1997

FENSTERPLATZ: "Chemischer Holzschutz auf dem Rückzug". <http://www.fensterplatz.de/fenster/fenster.nsf/MainPage?OpenFrameset&Frame=Mainframe&Src=/fenster/fenster.nsf/0/44AC1B13D8C9C711C125732800072BF1%3FOpenDocument>, abgerufen am 17.03.2007

FCIO: [http://kunststoffe.fcio.at/DE/kunststoffe.fcio.at/Wissenswertes über Kunststoff/Kunststoffverwertung/Verwertungswege/Verwertungswege.aspx](http://kunststoffe.fcio.at/DE/kunststoffe.fcio.at/Wissenswertes%20über%20Kunststoff/Kunststoffverwertung/Verwertungswege/Verwertungswege.aspx), abgerufen am 28.08.2008

FIRERETARD.com: Bewertung der Lebensdauer und Umweltaspekte. URL: <http://www.fireretard.com/main.php?langid=10&itemid=2&subitem=8&subsubitem=41>, abgerufen am 28.08.2008

FLUMROC: Ökologie und Soziales. Die Naturkraft des Steines. Ausgabe 2006

FRAUNHOFER UMSICHT: Recycling für den Klimaschutz. Stand Mai 2008 http://www.umsicht.fraunhofer.de/publikationen/studien/Recycling_fuer_den_Klimaschutz_Broschuere.pdf

FRICKER Gabriel, KAUFMANN René: Rohstoff Kupfer - Gewinnung und Recycling. 13. Oktober 2008

http://www.avut.ch/downloads/Referat_Rohstoff_Kupfer_Fricke_Gabriel_Kaufmann_Rene.pdf

FRITZE Urs, JORDI Beat: Ökologische Optimierung der Abfallverbrennung. Umwelt 1/08 Dossier Umwelttechnologieförderung. Seite 32-34

GDA (Gemeinschaft der Deutschen Aluminiumindustrie

<http://www.aluinfo.de/index.php/produktion.html> (abgerufen 29.12.2006 und am 21.07.2009)

GDB (Gesamtverband der Deutschen Buntmetallindustrie): www.gdb-info.de

GIL Luís: Kork als Baumaterial. Technischer Leitfaden. APCOR- Portugiesischer Kork Verband (Hrsg). Broschüre

GKZ-EV (Geokompetenzzentrum Freiberg e.V.): gkz-ev.de/saechsischer-rohstofftag/referenten (abgerufen am 14.10.2008)

GRÜNBUCH: Kommission der Europäischen Gemeinschaften: Grünbuch zur Umweltproblematik von PVC. KOM(2000') 469 endgültig. Brüssel, den 27.7.2000

HARATHER Karl: Biogene Abfälle in Vorarlberg – Verwertung und Entsorgung. Ingenieurgesellschaft Innovative Umwelttechnik GmbH. Im Auftrag des Amts der Vorarlberger Landesregierung. Dezember 2004

HERAKLITH: Kreislaufprozesse und Produktinnovationen bei Mineralwolle. 7. Weimarer Fachtagung über Abfall- und Sekundärrohstoffwirtschaft am 30. 09. und 01. 10. 1999. Ulrich Knopf (VTI Thüringer Verfahrenstechnisches Institut für Umwelt und Energie e.V., Saalfeld), Dieter Geßner (Heraklith Thüringer Dämmstoffwerke GmbH, Bad Berka)

HLAWATSCH Frank; , KROPP Jörg:

<http://www.baufachinformation.de/zeitschriftenartikel.jsp?z=2008079005761> Leichtmörtelsteine aus feinen Porenbetongranulaten (BR Baustoff Recycling + Deponietechnik 24(2008)Nr.4, S.28-35, Abb., Tab. ISSN: 0934-683X)

IIBO (Hrsg.): Passivhaus-Bauteilkatalog - Ökologisch bewertete Konstruktionen / Details for Passive-Houses. Gefördert durch „Haus der Zukunft“. Springer, Wien 2008

IFT: Verwertungskonzepte für Holzfenster – Erarbeiten von Wiederverwertungs- und Entsorgungsstrategien für Holzfenster als Grundlage zur Marktsicherung und Produktentwicklung. i.f.t. Rosenheim im Auftrag von Deutsche Gesellschaft für Holzforschung München. Gefördert durch Centrale Marketinggesellschaft der deutschen Agrarwirtschaft. Rosenheim, Dezember 1998. © Fraunhofer IRB Verlag Bauforschung T 2860

INDUSTRIEVERBAND FEUERVERZINKEN e.V.: Feuerverzinken - Zinkrecycling von der ersten Minute an. feuerverzinken.com/uploads/media/Feuerverzinken_-_Zinkrecycling.doc (abgerufen am 11.06.2009)

INTERSEROH: Stahl und Metall. Aufbereitung mit Scheren und Schreddern, Interseroh-News, 11.10.2007 (<http://www.interseroh-news.de/artikel.php?aid=36&sid=6d848b497983dfe3241980e437013387>, abgerufen 21.07.2009)

IZA-HOMECARE: http://www.initiative-zink.de/fileadmin/downloads/Sonstiges/HOME_CARE_Sonderdruck_2_.pdf, abgerufen 21.08.2009)

IZA-EUROPE: Zinc Recycling – Gesamtdarstellung. Broschüre, vermutlich 1998 (auch downloadbar unter: <http://www.initiative-zink.de>)

IZA-BASISWISSEN: <http://www.initiative-zink.de/basiswissen/das-metall-zink/recycling.html>

KATALYSE Institut für angewandte Umweltforschung: Umweltverträglichkeit von Gebäudedämmstoffen. Ministerium für Umwelt, Natur und Forsten des Landes Schleswig-Holstein, Kiel. Informationsbroschüre 06/2003

KME (KM Europa Metal AG): AUB Umweltdeklaration nach ISO 14025, Deklarationsnummer AUB-KME-10906-D vom 25.09.2006

KNAPPE Florian. Mineralische Sekundärrohstoffe im Spannungsfeld zwischen Umwelt und Wirtschaft. IFEU Heidelberg. In: *Ökobau III. Von nachwachsenden und kompostierbaren Häusern.*

Dokumentation des Fachgesprächs vom 10. März 2008 in Berlin. Bündnis 90/Die Grünen. Berlin, 2008. Seite 43-45

KRONE K.. Aluminiumrecycling: Vom Vorstoff bis zur fertigen Legierung. Vereinigung Deutscher Schmelzhütten (Hg.). Düsseldorf: Vereinigung Deutscher Schmelzhütten. 2000 (zitiert nach Wolters, 2001)

KÜMMEL Julian: Ökobilanzierung von Baustoffen am Beispiel des Recyclings von Konstruktionsleichtbeton. Dissertation. Universität Stuttgart. 2000

KUPFER-INSTITUT: Deutsches Kupfer-Institut: „Kupfer – Werkstoff der Menschheit“. Düsseldorf. Broschüre, Erstellungsdatum vermutlich 2006

KUTSCHERA Ute, WINTER Brigitte: Stand der Technik zur Span- und Faserplattenherstellung. Beschreibung von Anlagen in Österreich und Luxemburg. Umweltbundesamt Report REP-0070. Wien, 2006

LANER David, RECHBERGER Helmut: Technisch-naturwissenschaftliche Entscheidungsgrundlagen für die zielorientierte Behandlung von Alt-Kühlgeräten (TEZLA). Endbericht. Auftraggeber: Stadt Wien, Magistratsabteilung 22. Wien, November 2006

LEBENS MINISTERIUM: Lebensministerium Öffentlichkeitsarbeit: Vorbehandlung vor Ablagerung. <http://umwelt.lebensministerium.at/article/articleview/49147/1/14402>, 19.07.2006 (abgerufen am 12.06.2009)

LEBENSMINISTERIUM: Lebensministerium - Sektion V: Behandlungs- und Verwertungswege für PVC-Abfälle. 2002, zitiert nach <http://www.fenster.at/recycling/mengen.htm>

LECHNER Peter: MVA-Schlacken – Verwerten oder Ablagern? Vortrag von Prof. Peter Lechner und Peter Mostbauer, Institut für Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur Wien, Depotech Leoben 2008

LECHNER Peter, BINNER E.: Baurestmassen. Vermeidung, Verwertung, Behandlung. Schlüsselnummer: 17202 Bau- und Abbruchholz. TU Wien AWS im Auftrag des Umweltbundesamtes. Wien, September 1994

LECHNER Peter, DREIER Patrizia et al: Reports Baurestmassen. Vermeidung, Verwertung, Behandlung. UBA-95-110. Bundesministerium für Umwelt. Klagenfurt/Wien, August 1995

LECHNER Peter, STARK Wolfgang: Reports Baurestmassen. Vermeidung, Verwertung, Behandlung. Schlüsselnummer: 31411 Betonabbruch. TU Wien AWS im Auftrag des Umweltbundesamtes. Wien, März 1993

LECHNER Peter, LAHNER Theresia: Reports Baurestmassen. Vermeidung, Verwertung, Behandlung. Schlüsselnummer: 91206 Baustellenabfälle. TU Wien AWS im Auftrag des Umweltbundesamtes. Wien, September 1994

LECHNER Peter, LAHNER Theresia, MOSTBAUER P.: Reports Baurestmassen. Vermeidung, Verwertung, Behandlung. Schlüsselnummer: 31409 Bauschutt. TU Wien AWS im Auftrag des Umweltbundesamtes. Wien, September 1994

LEISEWITZ André, KRUSE Hermann, SCHRAMM Engelbert: Erarbeitung von Bewertungsgrundlagen zur Substitution umweltrelevanter Flammenschutzmittel - Band I: Ergebnisse und zusammenfassende Übersicht. Büro für Umweltforschung und -beratung GmbH im Auftrag des Umweltbundesamtes. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Forschungsbericht 204 08 542 (alt) 297 44 542 (neu). Frankfurt/M., Dezember 2000

LFU BAYERN (Bayerisches Landesamt für Umwelt, Hrsg.): Herstellung und Entsorgung von Gipsplatten. Bearbeitung: Radeloff Dagmar, Reitberger Franz. UmweltSpezial. September 2007

MAIER J., VETTER R. und SIEGLE V.: Anbau von Energiepflanzen – Ganzpflanzengewinnung mit verschiedenen Beerntungsmethoden (ein- und mehrjährige Pflanzenarten); Schwachholzverwertung. Institut für umweltgerechte Landbewirtschaftung Müllheim und Institut für Verfahrenstechnik und Dampfesselwesen, Universität Stuttgart. 1994 – 1997 (http://www.inaro.de/Deutsch/Forschun/Berichte/Anbau_Energiepflanzen.htm, abgerufen, 17.02.2008)

MARUTZKY R: Thermische Verwertung von Reststoffen in der Holzwirtschaft. Holz- und Möbelindustrie JG 27., H.4, 372-375, 1992

MISHINA Olga: Verfahren zur Abtrennung von einwertigen Anionen aus alkalischen Prozesslösungen. Dissertation. Fakultät für Werkstoffwissenschaft und Werkstofftechnologie der Technischen Universität Bergakademie Freiberg. 24.06.2005

MORF, TAVERNA: Monitoringkonzept zur Ermittlung von Ursachen für Veränderungen der Schwermetallgehalte im Wiener Restmüll (MOVE). 2006

<http://www.wien.gv.at/umweltschutz/pool/pdf/schwermetalle.pdf>

MÜLLER Annette: Aufbereiten und Verwerten von Bauabfällen – aktueller Stand und Entwicklungen. 2003 (<http://www.uni-weimar.de/Bauing/aufber/Professur/RC03/Vortrag%20Mueller%20RC03.pdf>, abgerufen am 10.6.2009)

NEUBACHER F.; STOIBER H.; DORNHOFER Ch. et al.: Restmüllbehandlung select 2004. ARGEV Verpackungsverwertungs GmbH, Wien 2003, zitiert nach Reisinger 2006

OBERNOSTERER, Richard: Nachhaltige FCKW-Entsorgung am Bau. Ressourcen Management Agentur (RMA). Einreichungen zum Abfallwirtschaftspreis „Phönix – Einfall statt Abfall“ 2008

OEA (Organisation of European Aluminium Refiners and Remelters): (<http://www.oea-alurecycling.org/de/recycling/herstellung.php>, abgefragt am 20.06.2009)

ÖAKF (Österreichischer Arbeitskreis Kunststofffenster) Kommentare zum Positionspapier des Lenkungsausschusses im Programm „ÖkoKauf Wien“ zur Vermeidung von chlororganischen Verbindungen, insbesondere PVC. Fassung vom 30.6.2005, veröffentlicht am Server der Stadt Wien unter

<http://www.wien.gv.at/umweltschutz/oekokauf/pdf/chlororganisch.pdf>. Zusammengestellt von Dipl.-Ing. Heinz G. Schratt. Wien, im Jänner 2006

ÖKOKAUF: Positionspapier des Lenkungsausschusses im Programm „ÖkoKauf Wien“ zur Vermeidung von chlororganischen Verbindungen, insbesondere PVC. Aktualisierte Fassung. Wien, Mai 2008

PE EUROPE GmbH (Hrsg.): Ökobilanz – Grundlage für die Umweltdeklaration von Titanzink-Blechen und Bändern der Fa. Rheinzink GmbH&CoKG zur Vorlage bei der AUB, Sept. 2005

PE EUROPE GmbH: Life Cycle Assessment of PVC and of principal competing materials, im Auftrag der EU-Kommission. Deutschland, 2004

PILZ Harald (GUA), KLETZER Evelin (GUA), NEUBACHER Franz (UV&P): Aluminiumhaushalt Österreichs. Teilprojekt 4 im Gesamtprojekt „Ausrichtung der Abfallwirtschaft nach stofflichen Gesichtspunkten - 2.Teil“. Auftraggeber: BMLFUW Sektion VI/3; Auftragnehmer: GUA Gesellschaft für umfassende Analysen GmbH und UV&P - Umweltmanagement-Verfahrenstechnik Neubacher & Partner GmbH. Wien, September 2003

PLADERER, C.; GANGLBERGER, E.; FUNDER, B.; ROISER-BEZAN, G.; PROCHASKA, M.; RABER, G.; LORBER, K.E.; SCHEIBENGRAF, M.; OLIVA, J; GRETZMACHER, G.: Vermeidung von Baustellenabfällen in Wien. Im Auftrag der Magistratsabteilung 48 Wien. Endbericht 2004 (auch downloadbar unter: <http://www.abfallvermeidungwien.at/>)

QUABECK Till; JUNG, Olaf; SCHMIEMANN, Achim: Recyclingkonzepte für mit Betafoam™ ausgeschäumte Stahlhohlprofile. Studie im Auftrag von Dow Automotive GmbH & Co. KG. FIT e.V. Institut der FH Braunschweig / Wolfenbüttel, März 2006

RECYCLINGMAGAZIN: Gegen Jahresende könnten sich die NE-Metallpreise erholen. Recyclingmagazin 13.03.2009 | Metallschrott.

http://www.recyclingmagazin.de/rm/news_detail.asp?ID=10790&MODE=7 (abgerufen am 24.03.2009, 9:45)

REISINGER Hubert: Abfallvermeidung und -verwertung in Österreich. Verwertung in Österreich. Annex zum Materialienband. 2006

REISINGER Hubert, KRAMMER HansJörg: Reisinger Hubert; Krammer Hans Jörg: Abfallvermeidung und -verwertung in Österreich. Verwertung in Österreich. Annex zum Materialienband. Materialienband zum Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2006

ROTTER, S.: Schwermetalle in Haushaltsabfällen – Potenzial, Verteilung und Steuerungsmöglichkeiten durch Aufbereitung. Technische Universität Dresden, Beiträge zur Abfallwirtschaft/Altlasten, Band 27 (2002), Dresden (zitiert nach Reisinger, Krammer, 2006, Annex Seite 127)

REMPE Uwe: Heiß und immer in Bewegung – B.U.S Zinkrecycling verwertet Material aus Elektro-Stahlwerken. Aktiv. Brodersen Ulrich (Hrsg). 3. März 2007, Seite 8

RENTZ Otto et al.: Exemplarische Untersuchung zum Stand der praktischen Umsetzung des integrierten Umweltschutzes in der Metallindustrie und Entwicklung von generellen Anforderungen. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Forschungsprojekt 296 94 006. Deutsch-Französisches Institut für Umweltforschung, Universität Karlsruhe (TH) im Auftrag des Umweltbundesamts, Dezember 1999

RHEINZINK: Rheinzink – AUB Umweltdeklaration nach ISO 14025, Deklarationsnummer AUB-RHE-11105-D vom 20.12.2005

RHEINZINK: Nachhaltiges Bauen mit Rheinzink. Aspekte der intelligenten Werkstoffwahl

ROCKWOOL: „Der Recycling-Kreislauf“ (<http://www.rockwool.de/sw10905.asp>), „E Entsorgungsanlagen für besonders überwachungsbedürftige Abfälle“ (http://www.sachsen-anhalt.de/LPSA/fileadmin/Elementbibliothek/Master-Bibliothek/Landwirtschaft_und_Umwelt/A/Abfallbilanz/Abfallbilanz_2004/Anhang_E_2004.pdf), abgefragt am 7.12.2006

SCHACHERMAYER Elisabeth, LAHNER Theresia, BRUNNER Paul H.: Stoffflussanalyse und Vergleich zweier Aufbereitungstechniken für Baurestmassen. TU Wien (Inst. für Wassergüte und Abfallwirtschaft), Umweltbundesamt (Hrsg.), Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, unterstützt durch Österreichischer Baustoffrecyclingverband und Amt der Salzburger Landesregierung. Monographien Band 99. Wien, 1998

SCHÄFER: Präsentation Dr. Jörg Schäfer (GDA) in der WKÖ am 02.04.2007

SCHEIBE Wolfgang, GRANDISSA Karen: Gewinnung von hochwertigem Ziegelsplitt aus Bauschutt. In: Aufbereitung und Recycling, Tagung der Ges. für Umweltverfahrenstechnik und Recycling e.V. Freiberg (UVR), Wiss.-techn. Ges. für Verfahrenstechnik Freiberg e.V. (FIA), Ges. für Aufbereitungstechnik und Recycling e.V Freiberg (GAR). Freiberg, am 13. Nov. 2003

SCHEIBENGRAF Martin; REISINGER Hubert: Abfallvermeidung und -verwertung von Baurestmassen. Detailstudie zur Entwicklung einer Abfallvermeidungs- und -verwertungsstrategie für den Bundesabfallwirtschaftsplan 2006. Wien, 2005

SIEMENS: Pictures of the Future - Herbst 2008.

http://w1.siemens.com/innovation/de/publikationen/zeitschriften_pictures_of_the_future/pof_herbst_2008/rohstoffe/faktenundprognosen.htm (abgefragt am 13.06.2009)

SCHIEßL Peter: Nachhaltige Kreislaufführung mineralischer Rohstoffe. TU München. In: Ökobau III. *Von nachwachsenden und kompostierbaren Häusern*. Dokumentation des

Fachgesprächs vom 10. März 2008 in Berlin. Bündnis 90/Die Grünen. Berlin, 2008. Seite 37-42

SINDT V, RUCH M., SCHULTMANN F.; RENTZ O.: Möglichkeiten zur Verbesserung der Umweltverträglichkeit aufbereiteter Hochbaurestmassen. Müll und Abfall, 4, p 192-200 (zitiert nach Schachermayer et al, 1998)

SLAGSTAR: IBO-Produktprüfung von Slagstar 42,5 N C₃A-frei, Hersteller: Wopfinger Baustoffindustrie GmbH. 2. Folgeprüfung, Bericht Nr. 42-FP-2008 vom 15.11.2008

STARK Wolfgang, VOGEL-LAHNER Theresia, FRÜHWIRTH Werner: Bauwerk Österreich. Management von Baurestmassen nach den Gesichtspunkten der optimalen Ressourcennutzung und des langfristigen Umweltschutzes anhand der Güter- und Stoffbilanz des „Bauwerks Österreich“. Endbericht. GUA - Gesellschaft für umfassende Analysen im Auftrag von BMLFUW. Wien, Dezember 2003

STARK Ursula; MÜLLER Anette: Herstellung von Zierkies aus den Grobfractionen von aufbereitetem Mauerwerkbruch. Ratgeber Abbruch & Recycling, 2004

SUNDL Karin: Entsorgung und Verwertung von Gipskartonplatten. Fachabteilung 19D - Abfall- und Stoffflusswirtschaft (Hrsg). Statusbericht: Graz, August 2005

SUTTER H. (Hrsg.): Erfassung und Verwertung von Kunststoffen. EF - Verlag für Energie- und Umwelttechnik, Berlin, 1993 (zitiert nach Fehring, Brunner 1997)

TANZER: Mündliche Auskunft von Fr. Tanzer, Lebensministerium, am 31.02.2007

TU DELFT: Collection of aluminium from buildings in europe. A Study by Delft University of Technology. EAA (ed.). 2004

TYVEK: 4. Folgeprüfung von Tyvek Soft, Tyvek Solid, Tyvek Ultra der Fa. DuPont de Nemours, Luxembourg S.à r.l. IBO-Bericht Nr. 17-FP-2006. 1.8.2006

VOCK: Willi: Schadstoffgehalte in Holzabfällen. Analyseresultate der Holzkampagne 98 Umwelt-Materialien Nr. 178 (Abfall). Vock Willi, Ingenieurbüro Abfall und Recycling

Maschwanden (Autor); Schuler Ruedi, Laboratorium der Urkantone Brunnen (Projektleitung).
BUWAL Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Hrsg). Bern, 2004

VOESTALPINE-1: Völlig chromfreie Oberflächenbehandlung
(http://www.voestalpine.com/stahl/de/op2/news/voellig_chromfreie_oberflaechenbehandlung.html, abgerufen am 13.06.2009)

VOESTALPINE-2: [http://stahl-
produktkonfigurator.voestalpine.com/pro/DocumentServlet?versionId=17549](http://stahl-produktkonfigurator.voestalpine.com/pro/DocumentServlet?versionId=17549)

WECOBIS: Ökologisches Baustoffinformationssystem. Abgerufen 28.08.2009
<http://wecobis.iai.fzk.de/cms/content/site/wecobis/Home/Bauproduktgruppen>

WERNER Frank: Treatment of aluminium recycling in LCA, Development and Evaluation of the Value-Corrected Substitution Procedure Applied to Window Frames, commissioned by EAA, EMPA Duebendorf 2002.

WINDSPERGER Andreas, Windsperger Brigitte, Tuschl Richard: PVC – Heute. Die aktuelle Situation des Werkstoffs Hart-PVC in den relevanten Themenbereichen. Institut für Industrielle Ökologie im Auftrag des Fachverbandes der Chemischen Industrie Österreichs (FCIO). September 2007

WINTER Brigitte, SZEDNYJ Ilona, REISINGER Hubert, BÖHMER Siegmund, JANHSEN Thomas: Abfallvermeidung und -verwertung: Aschen, Schlacken und Stäube in Österreich. Serie Rep-0003. Wien, 2005

WKI (Wilhelm-Klauditz-Institut): Entsorgung von Altfenstern aus Holz. Projektbericht der NGS Niedersächsische Gesellschaft zur Endablagerung von Sonderabfall mbH, Hannover auf Basis einer Studie des Wilhelm-Klauditz-Instituts, Braunschweig 1995, zitiert nach (ift 1998)

WOLTERS, Dirk: Struktur- und aktorsorientierte Szenarioanalyse eines nachhaltigen deutschen Energiesystems im internationalen Kontext. Dissertation im Fachbereich Sozialwissenschaften an der Universität Osnabrück. Mai 2001 (http://deposit.ddb.de/cgi-bin/dokserv?idn=96450684x&dok_var=d1&dok_ext=pdf&filename=96450684x.pdf)

WU-WIEN (Wirtschaftsuniversität Wien): [http://www.wu-
wien.ac.at/abfall/abfallverwertungundbehandlung.html](http://www.wu-wien.ac.at/abfall/abfallverwertungundbehandlung.html), abgefragt am 14.10.2008

WVM-STATISTIK: Statistiken der Wirtschaftsvereinigung Metalle:
http://www.wvmetalle.de/welcome.asp?page_id=172&sessionid=

ZWIENER Gerd, MÖTZL Hildegund.: Ökologisches Baustofflexikon (3. Aufl.) Heidelberg: C.F. Müller 2006



Haus der Zukunft

eine Initiative des Bundesministeriums für Verkehr, Innovation und Technologie (BMVIT)

Ökobilanz – Methodische Grundlagen

erstellt am
30/12/2009

ABC-Disposal

Anhang A3

Projektnummer 813974

**IBO – Österreichisches Institut
für Baubiologie und -ökologie**

Ein Projektbericht im Rahmen der Programmlinie



Impulsprogramm Nachhaltig Wirtschaften

Ökobilanz – Methodische Grundlagen

1 Inhaltsverzeichnis

Ökobilanz – Methodische Grundlagen	2
1 Inhaltsverzeichnis	2
2 Einleitung.....	3
3 Allgemeine Einführung	3
4 Indikatoren.....	5
4.1 Überblick	5
4.2 Primärenergieinhalt (PEI)	6
4.3 Treibhauspotenzial (GWP – Globale Erwärmung durch Treibhausgase)	6
4.4 Versauerungspotenzial (AP – Beitrag zur Versauerung)	7
4.5 Photooxidantien-Bildungspotenzial (POCP – Beitrag zum Photosmog)	7
4.6 Ozonabbaupotenzial (ODP – Beitrag zur Ausdünnung der strat. Ozonschicht).....	8
4.7 Eutrophierungspotenzial (NP – Beitrag zur Überdüngung)	8
4.8 OI3-Indikator.....	9
5 Allokation.....	9
5.1 Einleitung.....	9
5.2 Begriffe	9
5.3 Allokationsregeln in den Normen	10
5.4 Überblick über unterschiedliche methodische Ansätze	13
5.5 Allokation am Beispiel der thermischen Verwertung von Altholz	16
5.6 Allokationsgrundsätze für Metalle	21
6. Literaturverzeichnis.....	23

2 Einleitung

Im Anhang 3 zum Endbericht des Projekts „ABC-Disposal“ werden die für das Projekt wesentlichen Grundlagen der Ökobilanz-Methode beschrieben. Neben einer allgemeinen Einführung sind dies vor allem eine Übersicht über Indikatoren und die Allokationsmethoden zur Aufteilung der In- und Outputs am Ende des Lebensweges.

3 Allgemeine Einführung

Die Ökobilanz nach ISO 14040 und 14044 ist ein Verfahren zur Erfassung und Bewertung von Umweltauswirkungen von Produkten, Prozessen, Dienstleistungen etc. über den gesamten Lebensweg.

Die Produktökobilanz ist eine Methode zur Abschätzung von Umweltaspekten und produktspezifischen potentiellen Umweltwirkungen im Verlauf des Lebensweges eines Produktes von der Rohstoffgewinnung, über die Produktion, die Anwendung bis zur Beseitigung („von der Wiege bis zur Bahre“). Die Systemgrenzen liegen also nicht an Betriebs- oder Unternehmensgrenzen oder innerhalb eines Betriebes, da ein Produkt üblicherweise eine ganze Kette von Betrieben und Transportvorgängen durchläuft.

Die Vorgangsweise bei Ökobilanzen ist heute weitgehend im internationalen Konsens bestimmt. Den Rahmen bieten die folgenden Normen (in Österreich: ÖNORM EN ISO...):
ISO 14040 Umweltmanagement - Ökobilanz – Prinzipien und allgemeine Anforderungen
ISO 14044 Umweltmanagement - Ökobilanz - Anforderungen und Anleitungen

Die Erstellung erfolgt in vier klar gegeneinander abgegrenzten Untersuchungsschritten:

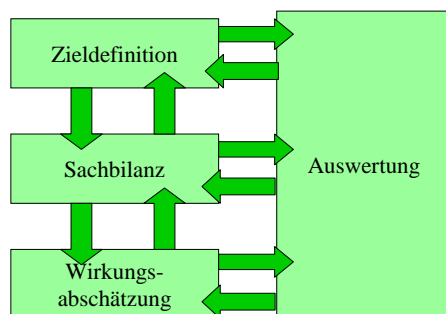


Abbildung 1: Die Erstellung einer Ökobilanz erfolgt in vier Untersuchungsschritten: 1. Zieldefinition, 2. Sachbilanz, 3. Wirkungsabschätzung, 4. Auswertung. Die Ergebnisse jedes Untersuchungsschrittes können Rückwirkungen auf den vorherigen Schritt haben.

Die Zieldefinition ist der entscheidende Schritt, der die Weichen für den Fortlauf und den Ausgang einer Ökobilanz stellt. Für die Ökobilanz ist von grundlegender Bedeutung, wer, mit welchem Interesse (Ziel), auf welches System steuernd einwirken will. Die Zieldefinition beinhaltet daher die Definition des Untersuchungsgegenstands (der „Bilanzobjekte“), die Festlegung der Zielgruppe und der Inhalte, die ihr vermittelt werden sollen. Dabei können unterschiedliche Hintergründe, wie Aufklärung und Information über das Produkt, Analyse von Schwachstellen, ökologische Optimierung, Politikberatung oder Werbung von Bedeutung

sein. Im Zuge der Zieldefinition wird auch die funktionelle Einheit als Maß für den Nutzen des Produktionssystems festgelegt. Ein Vergleich von mehreren Produktalternativen macht nur Sinn, wenn die im ökologischen Produktlebenszyklus auftretenden Umwelteinwirkungen bei allen untersuchten Alternativen auf die gleiche funktionale Einheit abgestellt werden, wobei die Gleichheit sich auf Menge und Qualität bezieht, z. B. der Transport von 1 kg Äpfel vom Obstbauern bis zur Verkaufsstelle in den zu vergleichenden Transportverpackungen.

Im Zuge der Zieldefinition sind auch die Systemgrenzen zu definieren, um den zeitlichen und räumlichen Geltungsbereich einer Ökobilanz abschätzen zu können. Grundlage einer sorgfältigen Ökobilanz muss eine möglichst vollständige Erfassung der vor- und nachgeschalteten Prozesse sein, wobei der Wahl der Abschneidekriterien eine wichtige Rolle zukommt.

Bei der Aufstellung des Umweltinventars (Sachbilanz) werden sämtliche Input-Output-Flüsse entlang des Lebensweges des untersuchten Produktes ermittelt und zusammengestellt. Die übliche Vorgangsweise ist die Erstellung eines Flussdiagramms für den Lebensweg und eine Input-Output-Tabelle für die betrachteten Prozesse.

In der Praxis werden häufig nur Ökobilanzmodule erstellt. Diese können entweder

- stufenbezogen - beinhalten nur eine Stufe ohne Berücksichtigung von Vor- und Folgestufen (z.B. nur für die Produktion).
- stufenkumuliert– beinhalten alle Stoffflüsse bis zu einem definierten Zeitpunkt oder Zustand

sein. Für Baumaterialien werden häufig stufenkumulierte Ökobilanzmodule bis zur Bereitstellung des auslieferfertigen Produktes beim Produzenten erstellt. Ein Beispiel dafür sind die IBO-Referenzdaten für Baumaterialien. Das Vollenden des Lebenswegs erfolgt durch Integration in die Gebäudebewertung.

In der Wirkungsabschätzung werden den in der Sachbilanz erhobenen Stoff- und Energieflüssen Umweltwirkungen zugeordnet. Die Vorgangsweise bei der Erstellung der Wirkungsabschätzung umfasst im Allgemeinen folgende Schritte (Methode der Wirkungspotenziale nach CML 2001):

1. Klassifizierung: Die Ergebnisse aus der Sachbilanz werden einer überschaubaren Anzahl von Wirkungskategorien zugeordnet
2. Charakterisierung: die zugeordneten Substanzen werden innerhalb der Wirkungskategorien quantifiziert und gewichtet.

Die allgemeinen methodischen und wissenschaftlichen Anforderungen an die Wirkungsabschätzung befinden sich noch in der Entwicklung. Als Ergebnis dieser Methode stehen Indikatoren zur Beschreibung spezifischer Umweltwirkungen. Die Indikatoren der Ökobilanz werden im Kapitel 4 detaillierter beschrieben.

Vom Ansatz her möchte die Ökobilanz durch eine umfassende Betrachtung verhindern, dass es zu Verlagerungen von Umweltproblemen von einem Umweltmedium in ein anderes (z. B. vom Wasser in den Boden) oder von einer Lebensphase in eine andere (z.B. von der Produktion zur Entsorgung) kommt. In der Praxis stößt die Ökobilanz aber häufig sehr rasch an methodische Grenzen wie auch aus den Ergebnissen der vorliegenden Studie ersichtlich wird.

4 Indikatoren

4.1 Überblick

Indikatoren der Ökobilanz können unterschieden werden in

- Indikatoren, die direkt aus der aggregierten Sachbilanz abgeleitet werden können (z.B. Primärenergieinhalt),
- Wirkindikatoren = Indikatoren, die aus der Wirkungsabschätzung resultieren (z.B. Beitrag zur Klimaerwärmung),
- Aggregierte Indikatoren = Indikatoren, die sich aus Normierung oder Gewichtung und Zusammenfassung einzelner Indikatoren ergeben (z.B. OI3-Indikatoren).

Die Wirkindikatoren sind – zuzüglich des Primärenergieinhalts – die derzeit im Baubereich am meisten genutzten Ökobilanz-Indikatoren. Wirkungskategorien, die aktuell angewandt bzw. diskutiert werden, sind (CML 2001):

- Verbrauch an abiotischen Ressourcen
- Globale Erwärmung („Treibhauseffekt“)
- Versauerung
- Bildung von Photooxidantien
- Ausdünnung der stratosphärischen Ozonschicht
- Überdüngung
- Wirkung auf die menschliche Gesundheit (Humantoxizität) *
- Wirkung auf ökologische Systeme (Ökotoxizität) *
- Verringerung der Artenvielfalt *
- Bodenbeanspruchung *
- Lärmbelästigung *
- Geruchsbelästigung *
- Erschütterung *
- optische Einwirkungen *

Für die mit * gekennzeichneten Kategorien gibt es noch keinen anerkannten Indikator.

Derzeit arbeitet ein technisches Komitee des Europäischen Normungsinstituts (CEN TC 350) an einer Norm, welche unter anderem die Indikatoren regelt, die bei der ökologischen Bewertung von Baumaterialien und Gebäuden zu berücksichtigen sind. Der aktuelle Entwurf enthält die oben (ohne *) angeführten Wirkindikatoren, aber auch eine Reihe an Indikatoren, die direkt aus der Sachbilanz resultieren (z.B. Abfälle, Bedarf an energetischen und nicht-energetischen Ressourcen).

In der vorliegenden Studie sind folgende **Sachbilanz-Indikatoren** von Bedeutung:

- Primärenergieinhalt der nicht erneuerbaren energetischen Ressourcen
- Primärenergieinhalt der erneuerbaren energetischen Ressourcen
- Menge an recycelbaren Materialien (nach Gebäude-Abbruch)
- Menge an thermisch verwerteten Materialien (nach Gebäude-Abbruch)
- Menge an deponierten Materialien (nach Gebäude-Abbruch)

Da viele der angeführten Indikatoren nicht sensitiv auf die Deponierung von Baustoffen oder die Verwendung von Recyclingmaterialien reagieren, war ein grundlegender Teil der vorliegenden Studie die Untersuchung, welche In- und Outputs aus der Entsorgung durch die jeweiligen Indikatoren abgebildet werden.

Im Folgenden werden die einzelnen Indikatoren detaillierter beschrieben.

4.2 Primärenergieinhalt (PEI)

Als Primärenergieinhalt (abgekürzt PEI, auch Primärenergieverbrauch bzw. -bedarf) wird der zur Herstellung eines Produktes oder einer Dienstleistung erforderliche Gesamtverbrauch an energetischen Ressourcen bezeichnet. Der Primärenergieinhalt beinhaltet also z.B. auch die Energieaufwendungen für die Rohstoffgewinnung oder Energieverluste durch Abwärme. Er wird aufgeschlüsselt nach Energieträgern aus nicht erneuerbaren Ressourcen (Erdöl, Erdgas, Braun- und Steinkohle, Atomkraft) und Energieträgern aus erneuerbaren Ressourcen (Biomasse, Wasserkraft, Sonnenenergie und Windenergie). Der Primärenergieinhalt wird aus dem oberen Heizwert aller eingesetzten energetischen Ressourcen berechnet.

4.3 Treibhauspotenzial (GWP – Globale Erwärmung durch Treibhausgase)

Das Treibhauspotenzial GWP (global warming potential) beschreibt den Beitrag eines Spurengases zum Treibhauseffekt relativ zu Kohlendioxid. Für jede treibhauswirksame Substanz wird eine Äquivalenzmenge Kohlendioxid in Kilogramm errechnet. Somit kann der direkte Einfluss auf den Treibhauseffekt zu einer einzigen Wirkungskennzahl zusammengefasst werden, indem das Treibhauspotenzial der emittierten Substanz i (GWP_i) mit der Masse der Substanz m_i in kg multipliziert wird:

$$GWP = \sum_i GWP_i \times m_i$$

Das Treibhauspotenzial kann für verschiedene Zeithorizonte (20, 100 oder 500 Jahre) bestimmt werden. Der kürzere Integrationszeitraum (Zeitspanne, während der das Eingangssignal abgetastet und der durchschnittliche Wert berechnet wird) von 20 Jahren ist entscheidend für Voraussagen bezüglich kurzfristiger Veränderungen aufgrund des erhöhten Treibhauseffekts, wie sie für das Festland zu erwarten sind. Entsprechend kann er verwendet werden, wenn der Temperaturanstieg auf z.B. 0,1 °C pro Dekade begrenzt werden soll. Die Verwendung der längeren Integrationszeiten von 100 und 500 Jahren demgegenüber ist angebracht für die Evaluation des langfristigen Anstiegs des Wasserspiegels der Weltmeere und dient beispielsweise dazu, die Treibhausgase unter der Begrenzung des totalen, anthropogen verursachten Temperaturanstiegs auf z.B. 2 °C zu gewichten. Für Baustoffe wird meist der GWP 100 verwendet.

4.4 Versauerungspotenzial (AP – Beitrag zur Versauerung)

Versauerung wird hauptsächlich durch die Wechselwirkung von Stickoxid- (NO_x) und Schwefeldioxidgasen (SO_2) mit anderen Bestandteilen der Luft verursacht. Durch eine Reihe von Reaktionen wie die Vereinigung mit dem Hydroxyl-Radikal (OH^* -Radikal) können sich diese Gase innerhalb weniger Tage in Salpetersäure (HNO_3) und Schwefelsäure (H_2SO_4) umwandeln - beides Stoffe, die sich sofort in Wasser lösen. Die angesäuerten Tropfen gehen dann als saurer Regen nieder. Die Versauerung ist im Gegensatz zum Treibhauseffekt kein globales, sondern ein regionales Phänomen.

Schwefel- und Salpetersäure können sich auch trocken ablagern, etwa als Gase selbst oder als Bestandteile mikroskopisch kleiner Partikel. Es gibt immer mehr Hinweise, dass die trockene Deposition gleiche Umweltprobleme verursacht wie die nasse.

Die Auswirkungen der Versauerung sind noch immer nur bruchstückhaft bekannt. Zu den eindeutig zugeordneten Folgen zählt die Versauerung von Seen und Gewässern, die zu einer Dezimierung der Fischbestände in Zahl und Vielfalt führt. Die Versauerung kann in der Folge Schwermetalle mobilisieren, welche damit für Pflanzen und Tiere verfügbar werden. Darüber hinaus dürfte die saure Deposition an den beobachteten Waldschäden zumindest beteiligt sein. Durch die Übersäuerung des Bodens kann die Löslichkeit und somit die Pflanzenverfügbarkeit von Nähr- und Spurenelementen beeinflusst werden. Die Korrosion an Gebäuden und Kunstwerken im Freien zählt ebenfalls zu den Folgen der Versauerung. Das Maß für die Tendenz einer Komponente, säurewirksam zu werden, ist das Versauerungspotenzial AP (acidification potential). Die Zusammenfassung in einer Wirkungszahl erfolgt analog zum Treibhauspotenzial:

$$AP = \sum_i AP_i \times m_i$$

4.5 Photooxidantien-Bildungspotenzial (POCP – Beitrag zur Bildung von Photosmog)

Photosmog in Städten und ihrer näheren Umgebung wird durch die Bildung von Photooxidantien in der unteren Troposphäre verursacht. Darunter wird jene Mischung aus gesundheitsschädlichen, reaktionsfreudigen Gasen verstanden, die sich bildet, wenn Sonnenstrahlung auf anthropogene Emissionen (insbesondere Stickstoffoxidverbindungen und flüchtige organische Verbindungen) trifft. Die reaktiveren Substanzen reagieren innerhalb weniger Stunden in der Nähe der Emissionsquelle, die reaktionsträgeren Komponenten können sich weiter ausbreiten, bevor sie Oxidantien bilden. Ozon ist das wichtigste Produkt dieser photochemischen Reaktion und auch die Hauptursache für smogbedingte Augenreizungen und Atemprobleme sowie für Schäden an Bäumen und Feldfrüchten. Das Photooxidantien-Bildungspotenzial (Photochemical ozone creation potential POCP) bezeichnet die Eigenschaften einer Substanz zur Bildung von Photooxidantien beizutragen. Das Photooxidantien-Bildungspotenzial wird relativ zur Leitsubstanz Ethylen angegeben. Die Zusammenfassung in einer Wirkungszahl erfolgt analog zum Treibhauspotenzial.

4.6 Ozonabbaupotenzial (ODP – Beitrag zur Ausdünnung der stratosphärischen Ozonschicht)

Das Ozonabbaupotenzial (ozone depletion potential) beschreibt den Beitrag einer Substanz zur Ausdünnung der stratosphärischen Ozonschicht. Die Ausdünnung der stratosphärischen Ozonschicht wird durch die Katalysatorwirkung von Halogenen unter speziellen klimatischen Bedingungen verursacht. Die vermehrt zur Erdoberfläche durchdringende ultraviolette Strahlung fördert Hautkrebs und grauen Star. Außerdem werden Schäden an Feldfrüchten und Phytoplankton, der Basis der Nahrungskette im Meer, verursacht. Für die Ausdünnung der stratosphärischen Ozonschicht sind in erster Linie Fluor-Chlor-Kohlenwasserstoffe (FCKW) verantwortlich. Diese verhalten sich in der unteren Atmosphäre wie Edelgase und daher völlig ungiftig und reaktionsträge. Wegen dieser Reaktionsträgheit gelangen sie unverändert in die Stratosphäre, wo sie von der starken ultravioletten Strahlung gespalten werden. Die dabei freigesetzten Chloratome können Ozon abbauen, indem sie seine Umwandlung in normalen Luftsauerstoff katalysieren. Da Katalysatoren chemische Reaktionen beschleunigen, selbst aber nahezu unverändert wieder daraus hervorgehen, kann ein einziges Chloratom schließlich viele tausend Ozonmoleküle zerstören. Selbst wenn die FCKW-Emissionen heute schlagartig aufhörten, wird der Ozongürtel in der Stratosphäre erst in 40 bis 60 Jahren wieder den heutigen Zustand erreicht haben. Seit Beginn 1995 sind Produktion und Verwendung von FCKW in der Europäischen Union grundsätzlich verboten. Dieses Verbot betrifft nur die sogenannten harten Ozonerstörer, die "vollhalogenierten" FCKW. Teilhalogenierte Fluor-Chlor-Kohlenwasserstoffe (HFCKW) und Teilhalogenierte Fluor-Kohlenwasserstoffe (HFKW) sind erst in wenigen europäischen Ländern verboten (z.B. in Österreich mit Übergangsfristen für HFKW). Unter Berücksichtigung der Verweilzeit und der vorausgesagten Immissionskonzentration wurden die Ozonabbaupotenziale bezogen auf die Substanz FCKW R 11 (Trichlorluormethan) bestimmt. Die Zusammenfassung in einer Wirkungskennzahl erfolgt analog zum Treibhauspotenzial.

4.7 Eutrophierungspotenzial (NP – Beitrag zur Überdüngung)

Beim Düngen werden zusätzliche Nährstoffe in Boden und in Wasser eingebracht, um die landwirtschaftliche Produktion zu erhöhen. Durch Überdüngung kann es zu unterschiedlichen Umwelteffekten kommen. Dies kann sich z.B. in einer Verschiebung der Artenvielfalt des Ökosystems ausdrücken. Im Eutrophierungspotenzial NP (Nutrification potential) wird der potentielle Beitrag, den Substanzen, die Stickstoff oder Phosphor enthalten, zur Biomasseproduktion leisten, abgebildet. Leitsubstanz für das Eutrophierungspotenzial ist Phosphat PO_4^{3-} . Die Zusammenfassung in einer Wirkungskennzahl erfolgt analog zum Treibhauspotenzial.

Es ist anzumerken, dass durch diese Definition die durch Überdüngung ins Grundwasser gelangten Nitrate nicht berücksichtigt werden.

4.8 OI3-Indikator

Der OI3-Indikator ist eine ökologische Kennzahl für das Gebäude bzw. für die thermische Gebäudehülle TGH, die sich jeweils zu einem Drittel gewichtet aus den drei (skalierten) Indikatoren „Primärenergiebedarf nicht erneuerbar“, „Treibhauspotential“ und „Versäuerungspotential“ zusammensetzt. Das Ergebnis für den OI3-Indikator eines Gebäudes ist eine Zahl zwischen 0 und 100. Der OI3 der thermischen Gebäudehülle kann mit Hilfe zahlreicher Bauphysikprogramme gemeinsam mit den wärmeschutztechnischen Nachweisen oder mit der eigens dafür entwickelten Software ECOSOFT berechnet werden. Der OI3 findet Anwendung in österreichischen Wohnbauförderungsprogrammen und in den Gebäudezertifizierungssystemen TQB und klima:aktiv Haus. Die für die Berechnung eingesetzten Baustoffkennwerte stammen aus der IBO-Baustoffliste. Die Baustoffe sind derzeit nur für die ersten Lebensabschnitte von der Rohstoffgewinnung bis zur Herstellung des fertigen Produkts bilanziert.

5 Allokation

5.1 Einleitung

Werden Baumaterialien am Ende ihres Lebenswegs einer Verwertung (stofflich oder thermisch) zugeführt, müssen die Systemgrenzen zwischen Primär- und Sekundärverwertung gezogen und die Umweltbelastungen bzw. -entlastungen zwischen Gebäude und Verwertungsprozess aufgeteilt werden. Wird zum Beispiel Altholz thermisch verwertet und dabei Energie gewonnen, muss eine Entscheidung getroffen werden, ob der Energieinhalt des Altholzes und die Emissionen aus dem Entsorgungsprozess zur Gänze dem Gebäude oder dem Entsorgungsprozess zugeteilt oder mit Gewichtungsfaktoren zwischen den beiden aufgeteilt werden sollen. Ein die Allokationsmethode ergänzender bzw. konkurrierender Ansatz ist die Systemerweiterung. Dabei stellt sich die Frage, welcher Prozess bzw. welche Technologie z.B. durch Altholzverbrennung ersetzt bzw. nicht eingesetzt wird.

Bei Baustoffen mit hohem Verwertungspotenzial spielt die Allokationsmethode und Systemerweiterung eine entscheidende Rolle.

5.2 Begriffe

(Strukturelle) Systemgrenze: legt die Prozessmodule fest, die in das System einzubeziehen sind. Im Idealfall sollte das Produktsystem so modelliert werden, dass die Inputs und Outputs an seinen Grenzen Elementarflüsse sind.

Allokation: bezeichnet die „Zuordnung der Input- oder Outputflüsse eines Prozesses oder eines Produktsystems zum untersuchten Produktsystem und zu einem oder mehreren anderen Produktsystemen“ (ISO 14040). Beispiele für Allokationsaufgaben ist die Aufteilung von Umweltbelastungen eines Herstellungsprozesses auf Haupt- und Nebenprodukt (z.B. Schnittholz und Sagespäne in einem Sägewerk) oder die Modellierung von End-of-Life-Szenarien (z.B. Altholzbeseitigung und Energiegewinnung in Abfallverbrennungsanlagen).

Systemerweiterung: Bei der Systemerweiterung wird das System um die alternative Technologie erweitert, welche durch die zusätzliche, zwangsläufige Produktion eines Koppelproduktes verdrängt bzw. nicht eingesetzt wird. Das Bestimmen dieser Technologien oder gar der entsprechenden Produktionsstätten ist infolge der starken wirtschaftlichen Vernetzung mit einigen Schwierigkeiten verbunden. Das Verfahren der Systemerweiterung kann zum Beispiel bei Kraft-Wärme-Koppelungsanlagen an Stelle von Allokation eingesetzt werden. In diesem Fall kann z.B. angenommen werden, dass der erzeugte Strom ein Braunkohlekraftwerk ersetzt. Die Abwärme aus der Stromproduktion könnte eine Gas- oder Ölföuerung ersetzen. In der ISO 14044 wird die „Nutzung der Energie aus der Abfallverbrennung“ als eines der am häufigsten verwendeten Beispiele für die Vermeidung der Allokation durch Erweiterung der Systemgrenzen beschrieben.

5.3 Allokationsregeln in den Normen

Allgemeine Allokationsregel der ISO 14044

In ISO 14044 (Kap. 4.3.4.2) wird folgende Vorgangsweise für die Allokation vorgegeben¹:

- a) Schritt 1: Wo auch immer möglich, sollte eine Allokation vermieden werden durch
 - 1) Teilung der betroffenen Module in zwei oder mehrere Teilprozesse und Sammlung der Input- und Outputdaten bezogen auf diese Teilprozesse oder
 - 2) Erweiterung des Produktsystems durch Aufnahme zusätzlicher Funktionen, die sich auf Koppelprodukte beziehen.
- b) Schritt 2: Wenn eine Allokation nicht vermieden werden kann, sollten die Inputs und Outputs des Systems zwischen ihren unterschiedlichen Produkten oder Funktionen so zugeordnet werden, dass die zugrundeliegenden physikalischen Beziehungen zwischen ihnen widerspiegelt werden; d.h., diese sollten die Art und Weise widerspiegeln, in der sich Inputs und Outputs durch quantitative Änderungen in den vom System gelieferten Produkten oder Funktionen verändern.
- c) Schritt 3: Wenn physikalische Beziehungen allein nicht aufgestellt oder nicht als Grundlage für die Allokation benutzt werden können, sollten die Inputs zwischen den Produkten und Funktionen so zugeordnet werden, dass sich darin andere Beziehungen zwischen ihnen widerspiegeln werden. Zum Beispiel könnten Daten auf der Input- und Outputseite im Verhältnis zum ökonomischen Wert der Produkte den Koppelprodukten zugeordnet werden.

Einige Outputs können teils Koppelprodukte und teils Abfall sein. Da die Inputs und Outputs nur den Koppelprodukten zugeordnet werden müssen, ist es in solchen Fällen notwendig, das Verhältnis zwischen den Koppelprodukten und dem Abfall zu ermitteln, da die Inputs und Outputs nur den Koppelprodukten zugeordnet werden dürfen.

Aus dieser Schrittfolge könnte geschlossen werden, dass die ISO 14044 die Systemerweiterung der Allokation vorzöge. Eine Erklärung für die aus der Sicht der Plausibilität und Sensitivitätsanalyse nicht nachvollziehbare Prioritätensetzung, gibt das Netzwerk Lebenszyklusdaten (2007):

¹ Schritt 1 gehört formal nicht zum Allokationsverfahren.

„Man könnte annehmen, dass die Allokation vermieden werden sollte, weil sie eine qualitativ ungünstigere Lösung als die Teilung oder die Erweiterung darstellt. **DAS IST NICHT DER FALL. Allokation, Teilung der Prozessmodule, Systemraumerweiterung und Substitution stellen gleichberechtigte Möglichkeiten im Rahmen des jeweiligen Ziel und Untersuchungsrahmens dar.** Die Überprüfung der Sinnhaftigkeit ist jedoch unterschiedlich aufwendig. Die Norm zielt deshalb vielmehr auf eine konsistente Reihenfolge der Überprüfung der unterschiedlichen Möglichkeiten von Allokation, Teilung der Prozessmodule, Systemraumerweiterung und Substitution.“

Schritt 1 ist in der Norm der erstgenannte, da er meist schnell auf „Nichteignung“ geprüft werden kann, weil die Aufteilung in Prozessmodule im Normalfall schon vor der ersten Allokation geschehen ist. Schritt 2 scheidet oft auf Grund vieler Prozesse und Produktschritte aus. Außerdem muss bei der Systemerweiterung das alternative Verfahren bekannt sein, was bei den meisten Fragestellungen nicht der Fall ist.

Netzwerk Lebenszyklusdaten: „Ergo: Die Allokation ist keine zweitrangige Methode sondern eine sehr wichtige und extrem hilfreiche Methode im Rahmen einer zielgerichteten Auswertung.

Die Allokationsvermeidung steht in der Norm an erster Stelle, da die Möglichkeit bzw. Unmöglichkeit der Teilung bzw. Erweiterung meist schneller und einfacher abgeklärt werden können (durch gegebenes Ziel und Untersuchungsrahmen, Zeitgrenzen, Daten(-bank) Verfügbarkeit, usw. in der gegebenen individuellen Situation) und man sich nach Ausschluss dieser Möglichkeiten dann auf das Prozedere zu einer (sinnvollen) Allokation befassen kann.“

Nach ISO 14044 weiters zu beachtende Regeln für die Allokation sind:

- Die Summe der durch Allokation zugeordneten Inputs und Outputs eines Prozessmoduls muss gleich den Inputs und Outputs des Moduls vor der Allokation sein (4.3.4.1).
- Wenn mehrere alternative Allokationsverfahren zulässig erscheinen, muss eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt werden, um die Folgen des Abweichens vom ausgewählten Ansatz darzustellen (4.3.4.1).
- Im betrachteten System muss für ähnliche Inputs und Outputs eine einheitliche Allokation angewendet werden. Wird zum Beispiel eine Allokation für nutzbare Produkte (z.B. Zwischenprodukte oder Wertstoffe) durchgeführt, die das System verlassen, muss dieses Allokationsverfahren dem Allokationsverfahren für die dem System zugeführten Produkte gleichen (4.3.4.2).

Allokationsverfahren für Wiederverwendung und Verwertung in der ISO 14044

Die Allokationsgrundsätze und -verfahren der ISO 14044 (4.3.4.1 und 4.3.4.2) gelten auch für die Wiederverwendung und die Verwertung (ISO 14044, Kap. 4.3.4.3). Dabei wird nach ISO 14040 die energetische Verwertung wie Recycling (=stoffliche Verwertung) und Wiederverwendung als eine der drei Formen der Verwertung gebrauchter Produkte gesehen.

Wiederverwendung und Verwertung können mit sich bringen, dass die Inputs und Outputs aus diversen Prozessmodulen an mehr als einem Produktsystem beteiligt sind. Daher wird

in ISO 14044 zwischen Wiederverwendung/Verwertung im geschlossenen Kreislauf und Wiederverwendung/Verwertung im offenen Kreislauf unterschieden:

- Beim geschlossenen Kreislauf wird die Allokation vermieden, da die Verwendung von Sekundärmaterial die Verwendung von ungebrauchtem (primären) Material ersetzt. Das Verfahren für Verwertung im geschlossenen Kreislauf gilt auch für Produktsysteme im offenen Kreislauf, wenn beim wiederverwerteten Material keine Veränderungen der inhärenten Eigenschaften vorliegt. In diesem Fall kann die erstmalige Verwendung von primärem Material auch im offenen Kreislauf erfolgen.
- Ein Allokationsverfahren im offenen Kreislauf gilt für Produktsysteme im offenen Kreislauf, bei denen das Material in anderen Produktsystemen wiederverwertet wird und das Material eine Veränderung der inhärenten Eigenschaften erfährt.

Die in 4.3.4.2 angegebenen Allokationsverfahren für gemeinsam benutzte Prozessmodule sollten als Grundlage für die Allokation, falls praktisch durchführbar, die folgende Reihenfolge benutzen:

- physikalische Eigenschaften (z.B. Masse)
- ökonomische Werte (z.B. Marktwert von Schrott oder recyceltem Material im Verhältnis zum Marktwert des primären Materials) oder
- die Anzahl späterer Nutzungen des wiederverwerteten Materials (siehe ISO/TR 14049)

Allokationsregeln im CEN TC 350 (Stand Dez 2009)

Auch im CEN TC 350 hat sich nun in der Endphase die Erkenntnis durchgesetzt, dass Allokationsmethoden, im Besonderen für die Entsorgungsphase wesentlich sind. Vorschläge für Systemgrenzen und die Allokation der Entsorgungsphase sind in den folgenden Normentwürfen des CEN TC 350 enthalten:

- prEN 15643-2 Nachhaltigkeit von Bauwerken – Ganzheitliche Bewertung der Qualität von Gebäuden – Teil 2: Rahmenbedingungen für die Bewertung der Umweltqualität (prEN15643-2, Ausg 2009-04-01 (marginale Anforderungen)
- prEN 15804 Sustainability of construction works – Environmental product declarations – Core rules for the product category of construction products. Aktuellster Entwurf der Arbeitsgruppe: 26.11.2009
- prEN 15978 Nachhaltigkeit von Bauwerken –Bestimmung der umweltbezogenen Qualität von Gebäuden –Berechnungsmethode. Ausgabe 2009-09-01

Derzeit ist die Entscheidung zwischen einfacher, aber nicht ISO-konformer Lösung (Cut-Off = Verwertungsprozesse werden aus den System ausgegrenzt) und differenzierteren Ansätzen noch nicht gefallen. Im November 2009 hat sich innerhalb der WG 3 eine Ad-hoc Gruppe zur Bearbeitung dieses Themenfeldes gegründet.

Wir konnten im Rahmen der vorliegenden Studie daher noch nicht auf endgültige Ergebnisse des CEN TC 350 zurückgreifen. Vom Bestand dürften nach Ansicht der Autorin folgende Regeln bleiben, da sie als „Common Sense“ bezeichnet werden können:

Szenarium für Wiederverwendung und Recycling (prEN 15978, 8.6)

- Es dürfen nur die zum Zeitpunkt der Bewertung verfügbaren Prozesse und Techniken in die Bewertung einbezogen werden, andernfalls ist eine Begründung dafür zu geben.

Systemgrenzen (prEN 15978, 7.2.4)

- Rückbau mit allen im Zeitraum von der Außerbetriebnahme bis zum Abriss am Standort stattfindenden Aktivitäten
- Transport der Abfälle vom Standort bis zum Ort der Beseitigung bzw. Vorbereitung auf die Wiederverwendung oder die Verwertung
- Wiederverwendung und Verwertung
- Beseitigung inklusive Abfallbehandlung

Die detaillierteren Systemgrenzen für die Wiederverwendung und das Recycling sind umstritten. Sie werden derzeit folgendermaßen definiert: „Die Systemgrenze muss sämtliche Prozesse bis einschließlich der Sortierung der Komponenten, Produkte und Materialien für die Wiederverwendung, das Recycling und die Energiegewinnung bis zu dem (Übergangs-) Punkt, an dem sich durch diese wieder ein ökonomischer Wert ergibt oder bis zur letzten anthropischen Umwandlung umfassen. Dieser Übergangspunkt definiert die Systemgrenze.“ Damit endet das System, in dem Moment, wo ein Nutzen aus dem verwertbaren Material gewonnen wird. Es gibt damit keinen Anreiz verwertbare Materialien herzustellen, da die ökologischen Benefits dafür ausschließlich dem nächsten Produktsystem zugeschrieben werden. Das betrachtete Gebäude wird als „Abfallerzeuger“ betrachtet („Polluter Payer allocation method“) und nicht als Rohstoffquelle für neue Materialien. Dies entspricht der Cut-Off-Methode, die auch in dieser Studie aus pragmatischen Gründen gewählt wurde. Von Bestand dürfte diese Methode auf Grund der vielen Schwächen jedoch nicht sein.

Eine aus unserer Sicht ebenfalls nicht als „common sense“ anzusehende Regel im derzeitigen Entwurf der pr EN 15978 ist: „Systemerweiterungen sollen nicht für die Allokation von Umweltwirkungen am Gebäudelebensende herangezogen werden.“ Eine Begründung für diese nicht aus der ISO 14044 ableitbare Vorgabe wird nicht gegeben.

5.4 Überblick über unterschiedliche methodische Ansätze

Tabelle 1 gibt einen Überblick über unterschiedliche methodische Ansätze der Allokation und Systemerweiterung. Als wichtige Quellen dafür dienen:

- Netzwerk Lebenszyklusdaten - Arbeitskreis Methodik: AP 6 Allokation (Netzwerk LZD, 2007-1)
- Werner Frank (2002): Interdependencies between LC-modelling and the use of LCA in product design-related decision situations with special emphasis on the influence of cognitive models and values on the modelling of reuse & recycling and other end-of-life options
- The International Journal of Life Cycle Assessment (JLCA). Editor-In-Chief: Walter Klöpffer. Associated Journal of UNEP/SETAC Life Cycle Initiative. Springer ecomed. Ab 2005, v.a.:
- Werner Frank et al (2007): Post-Consumer Waste Wood in Attributive Product LCA. Wood and Other Renewable Resources. Int J LCA 12 (3) 160 –172
- Weitere gesichtete Literatur siehe Inhaltsverzeichnis

Methode	Allgemeine Beschreibung	Thermische Verwertung	Stoffliche Verwertung
Cut-Off-Methode	Die Cut-Off Methode sieht das Primärprodukt als ursächliches Ziel des gesamten Prozesses und ordnet ihm alle In- und Outputs zu. Bei offenem Kreislauf wird das Produkt „gratis“ an den Verwertungs- bzw. Verbrennungsprozess übergeben. Für die Verwertung gibt es keine Gutschriften.	Alle In- und Outputs aus der Verbrennung des Materials werden dem Baumaterial bzw. Gebäude angelastet.	Recycling wird nur bei geschlossenem Kreislauf, z.B. direkte Rückführung von Produktionsabfällen in die Produktion, berücksichtigt. Das Primärprodukt trägt keine Belastungen aus der Sekundärverwendung und umgekehrt.
Cut-Off-Methode Variante	Diese Abwandlung der Cut-Off-Methode vergibt je nach Menge des im Produkt enthaltenen Sekundärrohstoffes Gutschriften auf der Input-Seite.	-	Da eine genaue Angabe des Rezyklatanteils in bestimmten Produkten nicht möglich ist, wird oftmals ein Durchschnittsmix angenommen (z.B. 21 % Sekundäranteil in Aluminium). Die Recyclingquoten für Baustoffe (z.B. für 90 % bei Aluminium), werden nicht abgebildet werden.
50:50-Methode	Die In- und Outputs von bifunktionalen Prozessen werden gleichmäßig aufgeteilt.	Die In- und Outputs aus der thermischen Verwertung werden zu jeweils 50 % zwischen Gebäude und Verbrennungsprozess aufgeteilt.	Primär- und Sekundärprodukt sind Teil desselben Lebenszyklus. Es werden alle In- und Outputs erhoben und zu jeweils 50 % auf Primär und Sekundärprodukt verteilt.
Strikte Co-Produkt-Allokation	Auf Basis des Marktwerts wird zwischen Koppelprodukten und Abfall unterschieden. Die Inputs und Outputs dürfen nur den Koppelprodukten – im Verhältnis ihres Marktwertes – zugeordnet werden.	Die Verbrennung wird so lange als Abfallbeseitigung angesehen, solange der Marktwert des Abfalls negativ ist (für die Entsorgung muss bezahlt werden). Sobald der Marktwert der behandelten Materialien positiv wird, werden die In- und Outputs auf Basis des Verhältnisses der Entsorgungskosten zu den gesamte Einnahmen aus dem Verbrennungsprozess (Energie- + Entsorgungskosten) zwischen Gebäude und Verbrennungsprozess aufgeteilt	wird in (WERNER 2007) nur für thermische Verwertung beschrieben.
Substitution im geschlossener Kreislauf	Beim geschlossenen Kreislauf wird durch die Verwendung von Sekundärmaterial die Verwendung von ungebrauchtem (primären) Material ersetzt.	Der Verbrennungsprozess ist Teil des Lebenszyklus. Die Umweltbelastungen werden daher dem Gebäude zugeordnet, allerdings wird der erzeugte Strom von der Sachbilanz wieder abgezogen. Die thermische Energie wird nicht berücksichtigt, da es sich dabei um einen offenen Kreislauf handelt.	Das Verfahren für Verwertung im geschlossenen Kreislauf gilt auch für Produktsysteme im offenen Kreislauf, wenn beim wiederverwerteten Material keine Veränderungen der inhärenten Eigenschaften vorliegt (ISO 14044)

<p>Substitution alternativer Prozesse (offener Kreislauf)</p>	<p>Durch den Verwertungsprozess im offenen Kreislauf werden alternative Prozesse bzw. Produkte ersetzt.</p>	<p>Es wird angenommen, dass die im Abfallbehandlungsprozess erzeugte Energie Energie aus existierenden Energieerzeugungsanlagen ersetzt. Die mit der Erzeugung der substituierten Energie verbundenen In- und Outputs werden vom System abgezogen, sodass wieder ein monofunktionelles System entsteht. Für die substituierte Energie wird häufig die teuerste Energieform angesetzt, eine weitere Möglichkeit sind der regionale/nationale/weltweite Energiemix oder z.B. bei Holz der Ersatz von Brennholz.</p>	<p>Wird ein Baustoff A verwertet und daraus ein neues Produkt erzeugt, ersetzt es ein alternatives funktionsäquivalentes Produkt aus Primärmaterial (B). Die In- und Outputs für die Produktion und Entsorgung des Produkts B werden von der Sachbilanz der Baustoffs A abgezogen, um ein monofunktionelles Modell zu bekommen.</p>
<p>Value-corrected Substitution (VCA)</p>	<p>Der Produktionsprozess liefert zwei Produkte (Primär- und Sekundärprodukt) in einer Kaskade. Die Zuordnung der Umweltbelastungen innerhalb der Kaskade erfolgt auf Basis der Preisdifferenz (WERNER 2007).</p>	<p>wird nur für stoffliche Verwertung beschrieben.</p>	<p>Besteht ein „annähernd geschlossener“ Materialkreislauf, d.h. die Eigenschaften des Ausgangsmaterials werden durch das Recycling verändert, z.B. durch Verunreinigungen, so kann die wertbereinigte Substitution von Primärmaterial angewandt werden.</p>
<p>Alternativkosten</p>	<p>Es sind alle Optionen für die Verwendung eines Produkts oder Abfalls zur berücksichtigen.</p>	<p>Die Verbrennung von Materialien verhindert das Recycling. Daher muss die äquivalente Menge an Substitutionsprodukt berechnet werden.</p>	<p>Recycling von brennbaren Materialien verhindert die thermische Verwertung. Daher muss die äquivalente Menge an thermischer Energie und Elektrizität berechnet werden.</p>
<p>Alternativkosten und Substitutionseffekte unter Berücksichtigung der Material- und Energieaspekte von brennbaren Materialien</p>	<p>Kombination von Substitution alternativer Prozesse und Alternativkosten.</p>	<p>Beispiel aus (WERNER 2007): Wird Altholz in einer Abfallverbrennungsanlage verbrannt anstatt als Landschaftselement verwertet, muss für den Einsatz in der Landschaftsplanung eine Betonschwelle hergestellt werden. Die Energie, die bei der Verbrennung erzeugt wird, wird von der Lebenszyklusbilanz abgezogen</p>	

Tabelle 1: Unterschiedliche Allokationsmethoden und ihre Anwendung auf die thermische und stoffliche Verwertung.

5.5 Allokation am Beispiel der thermischen Verwertung von Altholz

Im Folgenden soll an Hand des Treibhauspotenzials skizziert werden, wie unterschiedliche Allokationsmethoden die Ökobilanzergebnisse der Herstellung und Entsorgung² von unbehandelten Holzlatten beeinflussen. Für die Annahme, dass das Altholz in einer Abfallverbrennungsanlage thermisch verwertet wird, wurden die Ergebnisse der Cut-Off- und der Substitutionsmethode in unterschiedlichen Varianten einander gegenüber gestellt.

Die strikte Co-Allokation kommt je nach Rahmenbedingungen zwischen Cut-Off- und Substitutionsmethode zu liegen. Bei hohen Entsorgungskosten für Altholz, was derzeit noch der Fall ist, unterscheidet sich die strikte Co-Allokation nicht wesentlich von der Cut-Off-Methode. Die 50:50 Methode liegt zwischen Cut-Off-Methode und Herstellungsaufwand des Gebäudes. Die beiden Allokationsmethoden wurden daher nicht extra dargestellt.

Die Substitution im geschlossenen Kreislauf wurde nicht in Betracht gezogen, da eine Gut-schrift für elektrische Energie unter Nichtbeachtung der thermischen Energieproduktion ein inkonsistentes Modell liefert. Es gibt keinen kausalen wirtschaftlichen oder technischen Grund für diese zufällige unterschiedliche Behandlung von Elektrizität und thermischer Energie (WERNER 2007).

Die Methode der Alternativkosten ist die einzige Allokationsmethode, die Stellungnahmen bezüglich der Nützlichkeit von Recycling versus Verbrennung erlaubt. Bei der Methode der Alternativkosten müsste in Ansatz gebracht werden, dass die Holzlatten nicht nur thermisch, sondern auch stofflich verwertet werden könnten. Die naheliegendste stoffliche Verwertung wäre als Rohstoff in der Spanplattenproduktion. Die gebrauchten Holzlatten könnten aber auch gänzlich andere Produkte wie z.B. Metalllatten ersetzt. Über alle Prozesse des Lebenszyklus weitergedacht, führt die Substitutionsmethode in Sinne der Alternativkosten aus unserer Sicht zu einer unüberschaubaren Anzahl an Prozessen und Produkten, die andere Prozesse und Produkte ersetzen. Aus unserer Sicht soll die Substitutionsmethode bei attributiven Ökobilanzen daher nur im Fall von Koppelprodukten oder multifunktionellen Prozesse angewandt werden und nicht für „entgangene Möglichkeiten“. Die Methode der Alternativkosten wurde deshalb ebenfalls von Anfang an ausgeklammert.

Eine Skizze der Systemgrenzen bei der Methode „Cut-Off-Typ 1“ für das Beispiel der Holz-latten zeigt Abbildung 2. Für die weitere Betrachtung werden zur Vereinfachung der Darstel-lung die in hellgrau mit weißer Füllung gezeichneten Prozesse ausgeblendet:

- Es wird ausschließlich thermische Verwertung und keine stoffliche Verwertung am Ende des Lebenszyklus betrachtet.
- Es fällt kein Abfallholz bei der Verarbeitung an (dessen Behandlung müsste ebenfalls entsprechend der jeweiligen Allokationsmethode variiert werden). Für die Herstellung der Holzlatten wird angenommen, dass exakt die Menge an Holz als Rohstoff eingesetzt wird, die benötigt wird, um die Holzlatten herzustellen.

² Die übrigen Prozesse im Lebenszyklus wie Transporte, Errichtung etc. werden vernachlässigt

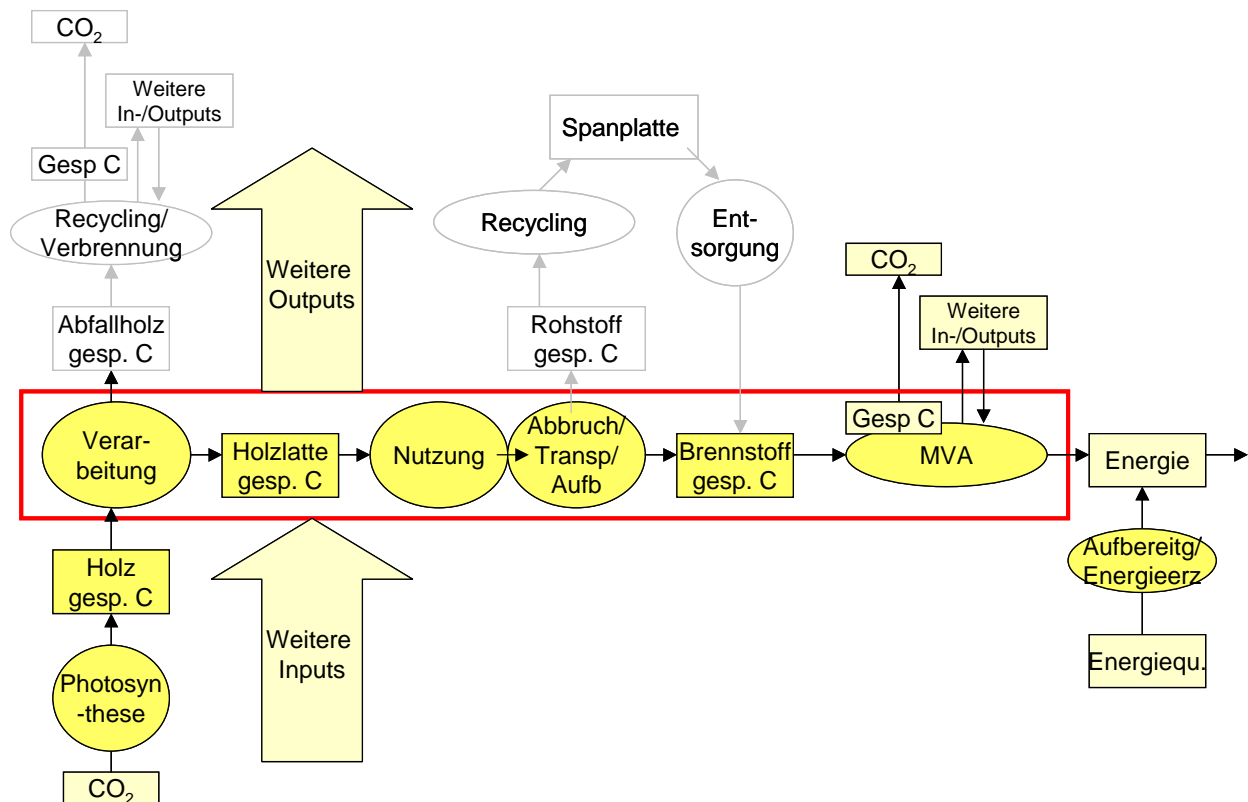


Abbildung 2: Skizze zur Lebenszyklusbetrachtung von Holzplatten am Beispiel der Cut-Off-Typ 1-Methode. Zur Vereinfachung der Darstellung werden im Folgenden die in hellgrau mit weißer Füllung gezeichneten Prozesse ausgeblendet. Stoffliche Verwertung am Ende des Lebenszyklus wird nicht betrachtet (Anfall von Abfallholz und stoffliche Verwertung).

Wie im Rahmen der Studie gezeigt wird, reagiert v.a. das Treibhauspotenzial (GWP) sensitiv auf die Prozesse am Lebensende eines Baustoffes. Im Folgenden wird der Einfluss der Allokationsmethode daher am Beispiel des Treibhauspotenzials dargestellt. Das Treibhauspotenzial ist für das Beispiel „Altholz“ zusätzlich interessant, da das während des Wachstums gespeicherte Kohlendioxid bei der Verbrennung wieder freigesetzt wird.

Bei den Substitutionsmodellen wird berücksichtigt, dass bei der Altholzverbrennung Energie gewonnen wird und damit ein anderer (konventioneller) Energie erzeugender Prozess vermieden wird. Die Frage, die sich sofort stellt, ist: „Welcher Energie erzeugende Prozess wird vermieden?“

Gemäß WERNER (2002) ist eine weitere Unterscheidung je nach Art der thermischen Verwertung (Kraftwärmekopplung oder nur Wärme- oder Stromerzeugung) zu treffen. Gemäß Modellannahmen, die insbesondere in JUNGMEYER et al (2002) vertieft werden, wird die derzeit teuerste Energieerzeugung ersetzt, vorgeschlagen wird die Energieerzeugung mittels Heizöl. Die Belastungen der Abfallverbrennung werden dann dem Baustoff bzw. Gebäude zugeschrieben, die Belastungen der konventionellen (substituierten) Energieerzeugung mittels Heizöl werden dem Baustoff bzw. Gebäude abgezogen. In einer Abwandlung dieser Methode wird nicht der teuerste Energieträger ersetzt, sondern der statistische Energie-Mix, mit dem zum aktuellen bzw. zu einem zukünftigen Zeitpunkt der Alternativprozess betrieben wird.

Für das Beispiel wurden folgende Substitutionsmodelle ausgewählt (Abbildung 3):

- Substitution Energiemix IEA 2050 konventionell: weiter wie bisher
- Substitution Energiemix IEA 2050 optimiert: Maßnahmen zur Reduktion des Einsatzes fossiler Energieträger werden gesetzt
- Substitution Energiemix Greenpeace 2050
- Substitution Energiemix Austria 2050: eigene Annahmen

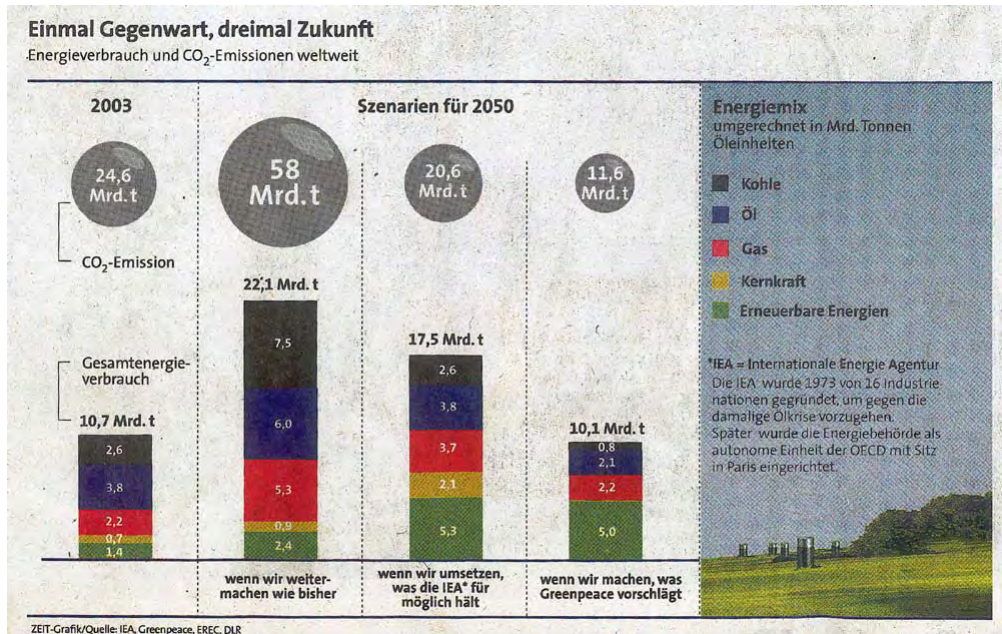


Abbildung 3: Energieszenarien gem. IEA bzw. Greenpeace in Bezug auf den derzeitigen Energiemix (DIE ZEIT 2007).

Die Ergebnisse sind in Abbildung 4 dargestellt. Mit Ausnahme des ersten Balkens (nur Herstellung) enthalten alle Balken die Belastungen für Herstellung (stufenkumuliert bis „Produkt ab Werk“) und für die Entsorgung.

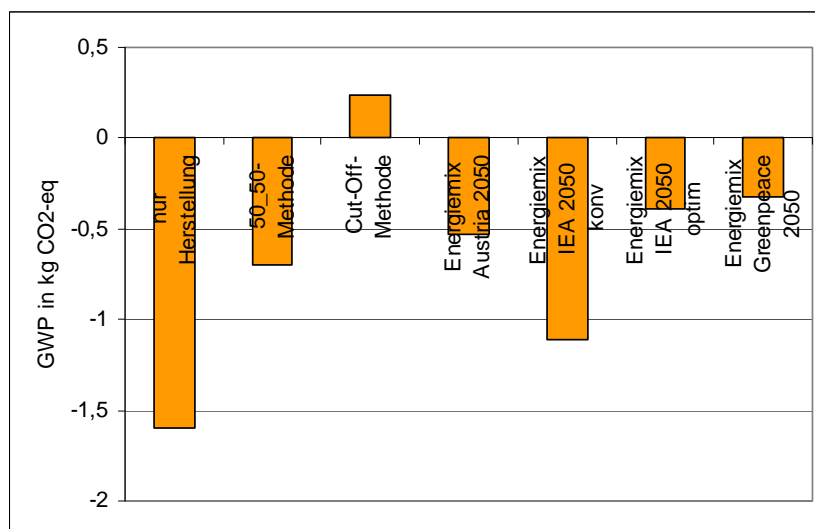


Abbildung 4: Auswirkungen unterschiedlicher Allokations- und Substitutionsmethoden auf das Treibhauspotential von 1 kg Schnittholz. Mit Ausnahme des 1. Balkens (nur Herstellung) enthalten alle Balken die Belastungen für Herstellung (stufenkumuliert bis „Produkt ab Werk“) und die Entsorgung.

Die Belastungen des substituierten Prozesses bestimmen die Belastungen des Baustoffes wesentlich, wie aus der Darstellung des Treibhauspotentials für die unterschiedlichen Energieerzeugungsprozesse hervorgeht:

Bei ausschließlicher Betrachtung der Herstellung (stufenkumuliert bis „Produkt ab Werk“) bewirkt das während des Wachstums aus der Atmosphäre entnommene CO₂ einen negativen Wert im Treibhauspotenzial („Die Verwendung von Altholz wirkt dem Treibhauseffekt entgegen“). Das Cut-Off-Modell ordnet alle Belastungen aus der Altholzverbrennung, das sind im Wesentlichen die Emissionen des biogenen CO₂ und geringfügige Belastungen aus dem Transport, dem Gebäude zu. In Summe liegt der Beitrag von Herstellung und Entsorgung zum Treibhauseffekt damit im Positiven. Die Substitutionsmodelle gehen von diesem Wert aus, berücksichtigen aber die gewonnene Energie als Gutschrift und resultieren damit wieder in einem negativen Treibhauspotenzial von Altholz.

Eindeutig ersichtlich aus der Abbildung ist die hohe Sensitivität der Ergebnisse auf die gewählte Methode. Die Substitutionsmethode birgt außerdem mehrere Schwierigkeiten:

- Die teuerste Form der Energieerzeugung ist nicht diejenige mittels Heizöl, deutlich kostenintensiver ist die Herstellung von Strom aus Windenergie oder Photovoltaikanlagen. Der Ersatz erneuerbarer Energie würde das vorgeschlagene System allerdings ad absurdum führen.
- Durch die Berücksichtigung der Belastungen eines Substitutions-Energieträgers werden „virtuelle“ Belastungen eingeführt. Dadurch ist die Modularität, ein wichtiges Grundprinzip der Ökobilanz gefährdet. Welche ökologischen Belastungen würden nunmehr der erzeugten Nutzenergie angelastet? Um in Summe (Wirkbilanz des Baumaterial Holz und Energieerzeugung durch Verbrennung von Holz) die tatsächlichen Umweltbelastungen abzubilden, müsste der Entsorger seine gelieferte Nutzenergie mit den Umweltwirkungen für die Erzeugung der substituierten Energie belasten, nur dann würden bei modularer Zusammenführung von Baumaterial und Nutzenergie die Menge der In- und Outputs erhalten bleiben.
- Welche Form der Energieerzeugung wird gewählt: Wird nur thermische oder nur elektrische Energie erzeugt oder beide gemeinsam in einer Kraft-Wärmekopplung? Welcher Wirkungsgrad ist anzusetzen?
- Da die Entsorgung erst in einigen Jahren bis Jahrzehnten anfällt, müsste sowohl für die Wahl des substituierten Energieträgers wie auch für Art und Wirkungsgrad der Energieerzeugung zeitlich extrapoliert werden.

Nebenbemerkung: In anderen Wirkindikatoren (z.B. bei der Versauerung) ist die Sensitivität für die Allokationsmethode weniger deutlich sichtbar, da der Verbrennung mit hocheffizienter Rauchgasreinigung in der Müllverbrennungsanlage verhältnismäßig uneffiziente übliche Feuerungen in der Herstellung gegenüberstehen. Siehe auch Ergebnisse der vorliegenden Studie (Kap. 10.3.4 Ergebnisse der Gebäudebewertung).

Diskussion der Methoden mit Expertinnen und Experten aus dem Bauwesen

Interessanterweise ist unserer Erfahrung nach die Cut-Off-Methode die intuitivste. Unsere Gespräche mit Expertinnen und Experten aus dem Bauwesen und anderen ökobilanz-

fremden Fachrichtungen zeigten, dass die meisten vorab die klare Trennung zwischen unterschiedlichen Produktsystemen bevorzugten. Bei näherer Beschäftigung mit dem Thema der Allokation zeigen sich aber sehr rasch und einsichtig die Nachteile der Cut-Off-Methode:

- Die Cut-Off-Methode bringt bei der Bilanzierung der Herstellung Vorteile für Recyclingmaterialien, da diese ohne Vorbelastungen aus dem vorhergehenden Produktsystem übergeben werden. Diese Vorteile verkehren sich am Ende der Lebensphase ins Gegenteil: Die „Produktion“ von Recyclingmaterialien wird nicht belohnt. Recycling erspart nur die Aufwendungen für die Entsorgung der Materialien, welche aber – wie die Ergebnisse der vorliegenden Studie zeigen – im Gesamtlebenszyklus ohnehin kaum zum Tragen kommen.
- Zu dieser Erkenntnis kommt auch eine Untersuchung von SPRINGER (1998): Bei der ökologischen Analyse von Einzelprozessen, wie z. B. der Holzstofferzeugung, macht die sogenannte Cut-Off-Methode, die kein Vor- oder Nachleben berücksichtigt, ausreichend klare Aussagen. Bei der ökologischen Analyse ganzer Lebenszyklen muss jedoch eine Allokationsmethode angewandt werden, welche die Umweltbelastungen von Produktherstellung und -verbleib „gerecht“ auf die einzelnen Zyklen verteilt. Das ist mit der Cut-Off-Methode nicht möglich.
- Die derzeit verbauten Baustoffe organischen Ursprungs werden erst in einigen Jahrzehnten als Altstoffe/Abfälle anfallen, eine flächendeckende hocheffiziente thermische Verwertung von Altholz ist dann mit hoher Wahrscheinlichkeit Realität.
- In Österreich ist die stoffliche oder thermische Verwertung von Baumaterialien organischen Ursprungs verpflichtend, eine Verwertung der freigesetzten Wärme in den bestehenden Müllverbrennungsanlagen bereits jetzt üblich (sowohl KWK als auch Wärmeerzeugung allein). Diese verwertbare Nutzenergie ist im Cut-Off-Modell ökologisch gratis für die Bezieher von Wärme und Strom, da die gesamten Lasten dem Baustoff bzw. Gebäude angelastet werden.
- Die Cut-Off-Methode entspricht in der Modellierung von thermisch verwertbaren Baumaterialien nicht dem Kriterium der Zuordnung von Belastungen auf den Nutznießer: Emissionen während der thermischen Verwertung werden nicht der dabei erzeugten Energie (Wärme und Strom) zugeordnet. Gemäß Verursacherprinzip sollten jene allerdings der erzeugten Energie zugeordnet werden. Einzig spezielle Emissionen, die aus der durch den Einsatz als Baustoff notwendigen Veränderung der natürlichen Zusammensetzung stammen (z.B. Holzschutzmittel in Bauholz), sollten dem Baustoff zugeordnet werden.
- Für einen Entscheidungsträger wird kein Anreiz geschaffen, Altholz in Verbrennungsanlagen mit Co-Generation zu geben. Dies widerspricht der Managementregel für nachhaltige Holznutzung, die besagt, dass die thermische Energie als Ersatz für fossile Energieträger genutzt werden soll. (WERNER 2007)

Die Substitutionsmethode ist intuitiv ebenfalls rasch zugänglich. Die hohe Sensitivität der Ergebnisse je nach Wahl des substituierten Energieträgers macht die Anwendbarkeit der Methode in attributiven Ökobilanzen auf Gebäudeebene dennoch sehr fragwürdig. Zudem wird das Grundprinzip der Modularität von Ökobilanzen gefährdet.

Im Workshop wurde die Strikte Co-Produkt Allokation als handhabbarste Methode identifiziert. In diesem Modell werden die Belastungen der Verbrennung ökonomisch auf Baumaterial und gelieferte Energie aufgeteilt (WERNER 2002):

- Das Modell stellt ein konsistentes Modell dar, das ohne „virtuelle“ Belastungen auskommt.
- Es stellt ein konsistentes Modell für die Zuordnung von Umweltbelastungen zwischen dem Primärprodukt und dem Verbrennungsprozess dar. (WERNER 2007)
- Von Nachteil sind vor allem die Schwankungen der Entsorgungskosten je nach Region und Staat wie auch im zeitlichen Rahmen
- Das Modell funktioniert dann nicht mehr, wenn für angeliefertes Altholz gezahlt werden muss, was bei starken Energiepreissteigerungen in absehbarer Zukunft denkbar wäre.

Die Strikte-Co-Produkte-Allokation sollte für unbehandeltes und schadstofffrei behandeltes Altholz zur Anwendung kommen. Für Altholz mit schadstoffhaltiger Beschichtung oder Behandlung wird die Cut-Off-Methode als passend angesehen (Altholzverbrennung ist Beseitigung).

Schlussendlich mussten wir aus pragmatischen Gründen doch zumindest vorläufig für die Cut-Off-Methode entscheiden. Die Auswahl einer anderen Methode hätte bewirkt, dass auch alle Sachbilanzen für die Herstellung der Baumaterialien in der IBO-Referenzdatenliste neu bestimmt werden müssten.

5.6 Allokationsgrundsätze für Metalle

Die meisten Metalle lassen sich sehr hochwertig und theoretisch unendlich oft rezyklieren. Der Umfang, wie weit Recycling durchgeführt wird, lässt sich an zwei Kennzahlen bemessen: am Anteil an Sekundärmetallen in der Produktion und an der Recyclingquote am Ende des Lebensweges.

- Der Anteil an Sekundärmetallen beschreibt den derzeitigen Produktionszustand. In der Regel wird der weltweite Durchschnitt herangezogen (z.B. FRISCHKNECHT 2007).
- Die Recyclingquote beschreibt jenen Anteil an Metall, der nach Ablauf des Produktlebensweges gesammelt, aufbereitet und rezykliert wird. Sie kann sich auf den derzeitigen Zustand oder auf die in Zukunft zum Zeitpunkt des Produktlebensendes des Metalls zu erwartenden Quote beziehen.

Da die meisten Metallprodukte seit Jahren unverändertes Wachstum zeigen, ist der Anteil an Sekundärmetallen deutlich geringer als die Recyclingquote von Metallen (z.B. Aluminium wird derzeit weltweit zu ca. 32 % aus Sekundäraluminium gefertigt, die Recyclingquote in der Bau- und Automobilindustrie liegt dagegen bei ca. 85 %).

Entsprechend der beiden Bezugsgrößen lassen sich am Beispiel von Aluminium die folgenden beiden Allokationsansätze unterscheiden:

- Beim Cut-Off Ansatz verlässt der Wertstoff „Aluschrott“ die Systemgrenzen ohne ökologischen Rucksack. Er wird somit „gratis“ den kommenden Generationen als sekundäre Ressource überlassen. Auf der Input-Seite wird entsprechend dem derzeitigen Marktanteil Primär- und Sekundäraluminium bezogen. Das Sekundäraluminium bringt konsequenterweise seinen ökologischen Rucksack aus Sammlung, Aufbereitung und

Umschmelzen mit. Weitere Umweltauswirkungen aus dem früheren Produktleben werden nicht angerechnet.

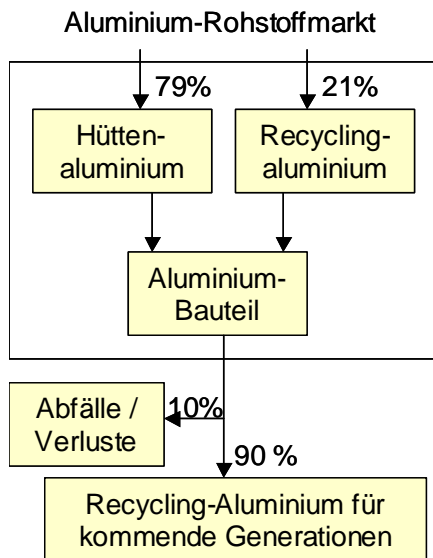


Abbildung 5: Schematische Darstellung des Cut-Off Ansatzes am Beispiel Aluminium. Der in ecoinvent verwendete Anteil an Sekundäraluminium entspricht dem durchschnittlichen weltweiten Mix

- Gemäß ISO 14044 liegt ein closed-loop-Prozess auch dann vor, wenn es sich eigentlich um einen open-loop-Prozess handelt, sich die inhärenten Materialeigenschaften aber nicht ändern. In diesem Fall entfällt die Notwendigkeit der Allokation, da Recyclingmetalle direkt Primärmetalle ersetzen (Substitution). Die Konsequenz dieses Ansatzes ist, dass die Aufteilung Primär- / Sekundärmetall gemäß Recyclingquote erfolgt. Eine Variante des Closed-Loop Ansatzes ist die Methode der wertkorrigierten Substitution (z.B. WERNER 2003), bei der die Menge an rückgeführten Sekundärmetall mit einem Faktor (Verhältnis Primärmetall- zu Sekundärmetall-Preis) korrigiert wird.

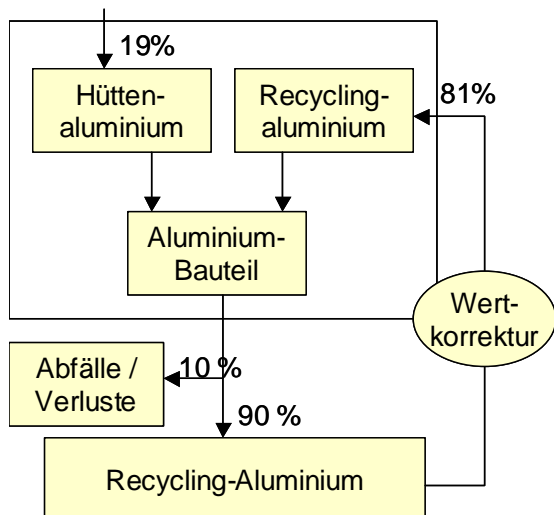


Abbildung 6: Schematische Darstellung der wertkorrigierten Substitution am Beispiel von Aluminium

Der Cut-Off-Ansatz hat zur Folge, dass die hohen Recyclingquoten von Metallen nicht berücksichtigt werden und lediglich der – sich aus den wirtschaftlichen Rahmenbedingungen ergebende – derzeitige Anteil an Sekundärmetallen abgebildet wird. Genau umgekehrt

verhält es sich beim „Closed-Loop-Ansatz“ oder bei der Methode der wertkorrigierten Substitution, welche ausschließlich die Recyclingquote berücksichtigt.

Da aus unserer Sicht beide Kennwerte in einer Ökobilanz abgebildet werden sollten, wird im Referenzdatensatz der Mittelwert aus dem derzeitigen Anteil an Sekundärmetall und der heute technisch umgesetzten Recyclingquote herangezogen.

Mittelfristig ist geplant, den Substitutionsanteil im Wirkindikator getrennt auszuweisen.

6. Literaturverzeichnis

CML - Centre of Environmental Science, Leiden University (Guinée, M.; Heijungs, R.; Huppes, G.; Kleijn, R.; de Koning, A.; van Oers, L.; Wegener Seeswijk, A.; Suh, S.; de Haes, U.); School of Systems Engineering, Policy Analysis and Management, Delft University of Technology (Bruijn, H.); Fuels and Raw Materials Bureau (von Duin, R.); Interfaculty Department of Environmental Science, University of Amsterdam (Huijbregts, M.): Life Cycle assessment: An operational guide to the ISO standards. Final Report, May 2001.

ECOINVENT: Frischknecht, R., Niels Jungbluth, (Editors), ESU-services ; Uster; Hans-Jörg Althaus; Gabor Doka; Roberto Dones; Roland Hischier; Stefanie Hellweg; Sébastien Hunbert; Manuele Margni; Thomas Nemecek; Michael Spielmann.: Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods, Data v1.1, Dübendorf, May 2004

FRISCHKNECHT R. et al.: Overview and Methodology. Final report ecoinvent v2.0 No. 1, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH. 2007

FRISCHKNECHT R., JUNGBLUTH N. Allocation applied on Co-Production Processes in Large LCI Process Network Databases. *In proceedings from: International Workshop on Quality of LCI Data*, Forschungszentrum Karlsruhe, <http://www.lci-network.de/lci-quality>. 2003

ISO 14040: ÖN EN ISO 14040 Environmental management – Life cycle impact assessment – Principles and framework. Oktober 2006

ISO 14044: DIN EN ISO 14044 Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen. Oktober 2006

ISO/DIS 21930 Building Construction – Sustainability in building construction – Environmental declaration of building products (DIS 21930, Draft 16, working document N 468, sept 20, 2006)

JLCA (The International Journal of Life Cycle Assessment). Editor-In-Chief: Walter Klöpffer. Associated Journal of UNEP/SETAC Life Cycle Initiative. Springer ecomed. Ab 2005

JUNGMEIER, G.; WERNER, F; JARNEHAMMAR, A; HOHENTHAL, C; RICHTER, K: Allocation in LCA of Wood-based Products; Part I Methodology. *Int. J. LCA* 7 (5), Landsberg 2002 (a)

JUNGMEIER, G.; WERNER, F; JARNEHAMMAR, A; HOHENTHAL, C; RICHTER, K:
Allocation in LCA of Wood-based Products; Part II Examples. Int. J. LCA 7 (6), Landsberg
2002 (b)

Netzwerk Lebenszyklusdaten, Arbeitskreis Methodik (NETZWERK LZD-1): AP 6 Allokation.
Projektbericht im Rahmen des Forschungsvorhabens FKZ 01 RN 0401 im Auftrag des
Bundesministeriums für Bildung und Forschung. Forschungszentrum Karlsruhe Institut für
Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse – Zentralabteilung Technikbedingte
Stoffströme (Hrsg). PE International. Leinfelden-Echterdingen Karlsruhe, Juni 2007

Netzwerk Lebenszyklusdaten, Universität Stuttgart (NETZWERK LZD-2): Analyse
bestehender methodischer Ansätze zur Berücksichtigung des Recyclings von Metallen im
Rahmen der Ökobilanz. Netzwerk Lebenszyklusdaten - Arbeitskreis Metallische Rohstoffe.
Projektbericht im Rahmen des Forschungsvorhabens FKZ 01 RN 0401 im Auftrag des
Bundesministeriums für Bildung und Forschung. Forschungszentrum Karlsruhe Institut für
Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse – Zentralabteilung Technikbedingte
Stoffströme (Hrsg). Leinfelden-Echterdingen-Karlsruhe – Oktober 2007

Netzwerk Lebenszyklusdaten, Universität Bremen (NETZWERK LZD-3): Kupferzyklen
Deutschland. Netzwerk Lebenszyklusdaten - Arbeitskreis Metallische Rohstoffe.
Projektbericht im Rahmen des Forschungsvorhabens FKZ 01 RN 0401 im Auftrag des
Bundesministeriums für Bildung und Forschung. Forschungszentrum Karlsruhe Institut für
Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse – Zentralabteilung Technikbedingte
Stoffströme (Hrsg). Bremen Karlsruhe - Oktober 2007

prEN 15804 Sustainability of construction works – Environmental Product Declarations -
Product category rules (Ausgabe für Enquiry 2008-06-01) und Diskussionsstand 11/2009

prEN15643-2 Nachhaltigkeit von Bauwerken – Ganzheitliche Bewertung der Qualität von
Gebäuden – Teil 2: Rahmenbedingungen für die Bewertung der Umweltqualität (Ausg 2009-
04-01)

prEN 15978 Nachhaltigkeit von Bauwerken –Bestimmung der umweltbezogenen Qualität
von Gebäuden –Berechnungsmethode (Working draft N079)

RICHTER Klaus: Altholzverwertung als Teil des Produktlebenszyklus. SAH-Bulletin 5,10 –15,
2000

RICHTER Klaus: LCA - reuse/recycle. Cost Action E13: Wood Adhesion and Glued
Products. State of the Art-Report. Brussels/Luxembourg p. 161-189. 2001

SPRINGER (Druck und Verlag): Bewertung ökologischer Lebensläufe von Zeitungen und
Zeitschriften. Ein Projekt der Unternehmen AXEL SPRINGER VERLAG AG, STORA (Forst,
Zellstoff, Papier), CANFOR (Forst, Zellstoff). Wissenschaftliche Beratung: INFRAS, Zürich.
Kurzfassung der Studie, 1998

WERNER, Frank: Interdependencies between LC-modelling and the use of LCA in product
design-related decision situations with spezial emphasis on the influence of cognitive models
and values on the modelling of reuse & recycling and other end-of-life options. Dissertation.
ETH Zürich 2002-1

WERNER Frank: Treatment of aluminium recycling in LCA, Development and Evaluation of the Value-Corrected Substitution Procedure Applied to Window Frames, commissioned by EAA, EMPA Duebendorf 2002-2

WERNER Frank, ALTHAUS Hans-Jörg, RICHTER Klaus, SCHOLZ Roland W.: Post-Consumer Waste Wood in Attributive Product LCA. Context specific evaluation of allocation procedures in a functionalistic conception of LCA. Wood and Other Renewable Resources (Subject Editor: Jörg Schweinle). In: ecomed publishers: Int J LCA 12 (3) 160 – 172 (2007)



Haus der Zukunft

eine Initiative des Bundesministeriums für Verkehr, Innovation und Technologie (BMVIT)

IBO-Modell-Einfamilienhaus – Konstruktionen und Szenarien

erstellt am
30/12/2009

ABC-Disposal

Anhang A4

Projektnummer 813974

Hildegund Mötzl
IBO – Österreichisches Institut
für Baubiologie und -ökologie

Ein Projektbericht im Rahmen der Programmlinie



Impulsprogramm Nachhaltig Wirtschaften

IBO-Modell-Einfamilienhaus – Konstruktionen und Szenarien

Bodenplatte

Beschreibung

Basisvariante	Baustoff	Dicke	Masse (kg)
Estrich mit Belag	Keramische Fliesen	0,01	20,00
	Mineralischer Kleber		1,00
	Flüssige Folie		0,20
	Estrichbeton	0,05	100,00
	Polyethylenbahn		0,10
Dämmung	Glaswolle Trittschall	0,03	2,04
Tragschicht	Normalbeton	0,20	460,00
	Armierungsstahl		17,00
	Polymerbitumen-Bahn		8,60
Dämmung	Polystyrol extrudiert (XPS)	0,20 / 0,10	7,60 / 3,80
Sauberkeitsschicht	Magerbeton	0,05	100,00
	Betonunterlagspapier		0,15
	Kies	0,15	270,00
	Vlies (PP)		0,14

Tabelle 1: Bodenplatte-Basisvariante - entspricht IBO-Passivhaus-Bauteilkatalog Efu05_g. Bei Variante NEH werden 10 statt 20 cm XPS-Dämmung ausgeführt (siehe Angaben nach Querstrich).

Annahmen zu Rückbau und Entsorgung

Bodenplatte	Variante	Annahmen
XPS-Dämmung unter Platte, Fliesen auf Estrich	Basis	Rückbau: Fliesen und Estrich werden nicht getrennt, Dämmschichten (Glaswolle und XPS) liegen lose auf Unterschichten, Polymerbitumen-Dichtungsbahn von Bodenplatte nicht trennbar, nicht verklebt mit XPS. Entsorgung: Estrich gemeinsam mit Verunreinigung auf Deponie, Glaswolle auf Deponie, Stahlbeton mit Polymerbitumen verunreinigt auf Deponie; Magerbeton und Kies ins Recycling, brennbare Bestandteile in MVA

Erdberührte Außenwände

Beschreibung

Basisvariante	Baustoff	Dicke	Masse (kg)
Drainageschicht	Vlies (PP)		0,14
	Drainageplatte (EPS)	0,08	2,40
Dämmung	Polystyrol (XPS)	0,20 / 0,10	7,6 / 3,8
Tragschicht	Bitumenanstrich		2,50
	Polymerbitumen-Dichtungsbahn		8,60
	Betonschalstein	0,10	230,00
	Armierungsstahl		12,50
	Normalbetonfüllung	0,15	345,00
	Kalkzementputz	0,015	27,00

Tabelle 2: Erdberührte Außenwand - Basisvariante entspricht IBO-Passivhaus-Bauteilkatalog Eab01_g. Bei Variante NEH werden 10 statt 20 cm XPS-Dämmung ausgeführt (siehe Angaben nach Schrägstrich).

Annahmen zu Rückbau und Entsorgung

Erdberührte Außenwände	Szenario	Annahmen
Betonschalschein mit XPS-Dämmung	Basis	Rückbau: Die XPS-Platten werden vor Ort vom Untergrund getrennt und gemeinsam mit der Drainageschicht entsorgt. 1 cm der XPS-Platten und Klebspachtel sowie der Bitumenabdichtung verbleiben am Betonschalstein. Entsorgung: Die mit Bitumen und Dämmstoffresten sowie mit Putz verunreinigten Schalsteine werden deponiert. Drainageschicht und Dämmung werden in MVA thermisch verwertet.

Außenwände

Beschreibung

Basisvariante Massiv	Baustoff	Dicke	Masse (kg)
Dämmschicht	Silikatputz		3,50
	Putzgrund (Silikat)		0,25
	Glasfaserarmierung		0,16
	Klebspachtel		8,00
	Dübel kompl. 38cm		0,05 / 0,03
	Polystyrol (EPS) -F	0,30 / 0,10	5,4 / 1,8
	Klebspachtel		4,50
Tragschicht	Hochlochziegel	0,25	200,00
	Mörtel		20,00
	Kalkzementputz	0,015	27,00

Tabelle 3: Massive Außenwand - Basisvariante entspricht IBO-Passivhaus-Bauteilkatalog AW03_g. Bei Variante NEH werden 10 statt 30 cm EPS-Dämmung ausgeführt (siehe Angabe nach Schrägstrich).

Variante Massiv eco 1	Baustoff	Dicke	Masse (kg)
Dämmschicht	Silikatputz		3,50
	Putzgrund (Silikat)		0,25
	Glasfaserarmierung		0,16
	Klebspachtel		8,00
	Dübel kompl. 38cm		0,05
	Mineralschaumplatte	0,32	36,8
	Klebspachtel		4,50
Tragschicht	Hochlochziegel	0,25	200,00
	Mörtel		20,00
	Kalkzementputz	0,015	27,00

Tabelle 4: Massive Außenwand – Im Vergleich zur Basisvariante wurde die EPS-Dämmplatte durch eine Mineralschaumplatte ersetzt.

Variante Massiv eco2	Baustoff	Dicke	Masse (kg)
Ziegel	Silikatputz	0,30	
	Klebspachtel		4,50
	Hochlochziegel	0,50	200,00
	Mörtel		20,00
	Kalkzementputz	0,015	27,00

Tabelle 5: Massive Außenwand – Monolithische Hochlochziegelwand

Basisvariante Leicht	Baustoff	Dicke	Masse (kg)
Fassadenbekleidung	Schnittholz LÄ tech.trock. gehobelt	0,0250	15,75
	Schnittholz Fi rauh, tech.trock.	0,0500	3,75
	Polyethylenbahn Außenwand		0,08
Tragschicht	Schnittholz Fi rauh, tech.trock.	0,1000 / -	5,00 / -
	Glaswolle	0,1000 / -	1,80 / -
	Schnittholz Fi rauh, tech.trock.	0,2000	16,50
	Glaswolle	0,2000	3,34
Beplankung	OSB-Platte OSB 3 MUPF/PMDI	0,0180	11,65
Vorsatzschale	Schnittholz Fi rauh, tech.trock.	0,1000	5,00
	Glaswolle	0,1000	1,80
	Gipskartonplatte (Flammschutz)	0,0300	25,50
	Stahl niedriglegiert		0,50

Tabelle 6: Basisvariante für die Leichtbauweise. Der Aufbau entspricht der Awl01_g im IBO-Passivhaus-Bauteilkatalog. Bei Variante NEH entfällt die zweite Wärmedämmschicht in der Tragstruktur.

Variante Leicht eco 1	Baustoff	Dicke	Masse (kg)
Fassadenbekleidung	Schnittholz L tech.trock. gehobelt	0,0250	15,75
	Schnittholz Fi rauh, tech.trock.	0,0500	3,75
	Polyethylenbahn Außenwand		0,08
Tragschicht	Schnittholz Fi rauh, tech.trock.	0,1000	5,00
	Holzfaser-Dämmplatte	0,1000	1,80
	Schnittholz Fi rauh, tech.trock.	0,2000	16,50
	Holzfaser-Dämmplatte	0,2000	3,34
Beplankung	OSB-Platte OSB 3 MUPF/PMDI	0,0180	11,65
Vorsatzschale	Schnittholz Fi rauh, tech.trock.	0,1000	5,00
	Holzfaser-Dämmplatte	0,1000	1,80
	Gipskartonplatte (Flammschutz)	0,0300	25,50
	Stahl niedriglegiert		0,50

Tabelle 7: Konstruktion wie Basisvariante, außer: Holzfaser-Dämmplatten statt Glaswolle-Dämmung.

Annahmen zu Rückbau und Entsorgung

Außenwände	Szenario	Annahmen
EPS-WDVS auf Hochlochziegel	Basis Massiv	Rückbau: WDVS wird vor Ort von Tragschicht getrennt, durchschn. 1 cm des EPS und die Klebespachtel verbleiben am Ziegel Entsorgung: WDVS wird in MVA verbrannt (inkl. der anorganischen Bestandteile); Ziegel, Mörtel, Putz, EPS-Reste werden in Aufbereitungsanlage getrennt, Ziegel wird recyclet.
EPS-WDVS auf Hochlochziegel	Szenario 1 Massiv	Rückbau: WDVS wird erst in Sortieranlage von Ziegel getrennt, durchschn. 3 cm des EPS und die Klebespachtel haften am Ziegel. Entsorgung: Ziegel, Mörtel, Putz, EPS-Reste werden deponiert.
Mineralschaumplatte-WDVS	eco 1 Massiv	Rückbau: Mineralschaumplatte wird vor Ort von Tragschicht getrennt, Ziegel mit Verunreinigungen (Reste Mineralschaumplatte, Putz, Mörtel) wird der Aufbereitung zugeführt Entsorgung: Verdichtung und Deponierung des Dämmstoffs; Ziegel wird recyclet, Verunreinigungen werden auf Deponie abgelagert
Hochlochziegel, monolithisch	eco 2 Massiv	Rückbau: gemeinsam mit Mörtel und Putz in Aufbereitungsanlage Entsorgung: Ziegel wird recyclet, Verunreinigungen auf Deponie
Holzstnderwand mit Glaswolle-Dämmung	Basis Leicht	Rückbau: alle Bestandteile sind voneinander trennbar. Entsorgung: Fassadenverkleidung und Latten gehen in die MVA; Steher zum Recycling; Glaswolle und Gipskarton sowie die Verbindungen auf die Deponie
Holzstnderwandwand mit Holzfaser-Dämmung	eco 1 Leicht	Rückbau: alle Bestandteile sind voneinander trennbar. Entsorgung: Fassadenverkleidung, Latten und Holzfaser-Dämmplatten gehen in die MVA; Steher zum Recycling; Gipskarton sowie die Verbindungen auf die Deponie

Innenwand

Beschreibung

Basisvariante Massiv	Baustoff	Dicke	Masse (kg)
Ziegel	Kalkzementputz	0,015	27,00
	Kalkzementmörtel		10,40
	Hochlochziegel	0,12	97,60
	Kalkzementputz	0,015	27,00

Tabelle 8: Basisvariante für die Innenwand Typ 1 in Massivbauweise: Hochlochziegel, mit Kalkzementputz verputzt

Basisvariante Leicht 2	Baustoff	Dicke	Masse (kg)
Beplankung	Gipskartonplatte (Flammschutz)	0,025	10,63
Tragwerk	Stahlblech, verzinkt		1,50
Dämmung	Glaswolle	0,075	1,50
Beplankung	Gipskartonplatte (Flammschutz)	0,025	10,63
Verbindungen	Stahl niedriglegiert		0,20

Tabelle 9: Basisvariante für die Innenwand Typ 1 in Leichtbauweise: Metall-Einfachständerwand mit doppelter Gipskartonbeplankung. In der „eco“-Variante wird die Glaswolle-Dämmung durch Holzfaser-Dämmung ersetzt.

Basisvariante Typ 2	Baustoff	Dicke	Masse (kg)
Beplankung	Gipskartonplatte (Flammschutz)	0,0125	10,63
Tragwerk	Stahlblech, verzinkt		1,50
Dämmung	Glaswolle	0,075	1,50
Beplankung	Gipskartonplatte (Flammschutz)	0,0125	10,63
Verbindungen	Stahl niedriglegiert		0,20

Tabelle 10: Basisvariante für die Innenwand Typ 2: Metall-Einfachständerwand mit einfacher Gipskartonbeplankung und Glaswolle-Dämmung. Konstruktion entspricht IBO-Passivhaus-Bauteilkatalog Iwl01_g. In der „eco“-Leichtbau-Variante wird die Glaswolle-Dämmung durch Holzfaser-Dämmung ersetzt.

Annahmen zu Rückbau und Entsorgung

Innenwände	Szenario	Annahmen
Verputzte Ziegelwand	Basis Typ 1 Massiv	Rückbau: alle Schichten werden gemeinsam rückgebaut Entsorgung: in Aufbereitungsanlage werden Putze und Mörtel vom Ziegel getrennt, Ziegel wird recycelt, Verunreinigungen deponiert
Metall-Einfachständerwand, doppelt beplankt	Basis Typ 1 Leicht	Rückbau: Alle Bestandteile werden voneinander getrennt Entsorgung: Gipskartonplatte, Glaswolle und Verbindungen als Verunreinigungen wird deponiert, Stahl wird recycelt
Metall-Einfachständerwand, einfach beplankt	Basis Typ 2	wie doppelt beplankte Wand
Metall-Einfachständerwand mit Holzfaser-Dämmung	eco 1 Leicht	wie Basis Typ 1 und Typ 2, außer: Glaswolle entfällt, Holzfaser wird thermisch verwertet.

Flachdach

Beschreibung

Basisvariante Massiv	Baustoff	Dicke	Masse (kg)
Umkehrdachschicht	Kies	0,06	108,00
	Vlies (PP)		0,14
	Polystyrol (XPS)	0,18	6,84
Warmdachschicht	Polymerbitumen-Dichtungsbahn		8,60
	Polystyrol (EPS-W25)	0,20 / -	5,00 / -
Tragschicht	Normalbeton	0,20	460,00
	Armierungsstahl		16,00
	Gipsspachtel	0,003	4,80

Tabelle 11: Die Basisvariante des Stahlbetondachs mit Duodachdämmung entspricht IBO-Passivhaus-Bauteilkatalog Dam07_g. Bei Variante NEH entfällt die zweite Warmdachdämmung (wird zu Umkehrdach, siehe Angabe nach dem Schrägstrich)

Variante Massiv eco1	Baustoff	Dicke	Masse (kg)
Umkehrdachschicht	Kies	0,06	108,00
	Vlies (PP)		0,14
	Polystyrol (XPS)	0,18	6,84
Warmdachschicht	EPDM-Dichtungsbahn, lose		1,50
	Polystyrol (EPS-W25)	0,20	5,00
Tragschicht	Normalbeton	0,20	460,00
	Armierungsstahl		16,00
	Gipsspachtel	0,003	4,80

Tabelle 12: wie Basisvariante, außer: Abdichtung der Warmdachschicht mit lose verlegter EPDM-Dichtungsbahn

Basisvariante Leicht	Baustoff	Dicke	Masse (kg)
Umkehrdach	Kies	0,06	108,00
	Polystyrol extrudiert (XPS)	0,08	3,04
	Polymerbitumen-Dichtungsbahn		8,60
Tragschicht	Spanplatte V100 PF	0,018	15,00
	Schnittholz Fi rauh, tech.trock.	0,30 / 0,20	3,60
	Glaswolle	0,30 / 0,20	0,40
	Spanplatte V100 PF	0,018	12,24
Dampfsperre	Alu-Dampfsperre		0,20
Vorsatzschale	Schnittholz Fi rauh, tech.trock.	0,05	2,50
	Glaswolle	0,05	0,90
	Gipskartonplatte (Flammschutz)	0,03	25,50
	Stahl niedriglegiert		0,50

Tabelle 13: Basisvariante entspricht dem Sparrendach mit Glaswollendämmung und Umkehrdach gem. IBO-Passivhaus-Bauteilkatalog DAI05_g (Holzsteher statt Doppel-T-Träger). Bei Variante NEH werden 20 cm statt 30 cm Dämmung ausgeführt (siehe Angabe hinter Schrägstrich).

Variante Leicht eco 1	Baustoff	Dicke	Masse (kg)
Umkehrdach	Kies	0,0600	108,00
	Polystyrol extrudiert (XPS)	0,0800	3,04
	PE Dichtungsbahn		2,00
	Vlies (PP)		0,14
Tragschicht	OSB-Platte OSB 3 MUPF/PMDI	0,0180	11,65
	Schnittholz Fi rauh, tech.trock.	0,3000	15,00
	Holzfaser-Dämmplatte	0,3000	43,2
	OSB-Platte OSB 3 MUPF/PMDI	0,0180	11,65
Dampfbremse	Dampfbremse PE		0,20
Vorsatzschale	Schnittholz Fi rauh, lufttrock.	0,0500	2,70
	Holzfaser-Dämmplatte	0,0500	7,2
	Gipsfaserplatte	0,0250	29,50
	Stahl niedriglegiert		0,50

Tabelle 14: Konstruktion entspricht IBO-Passivhaus-Bauteilkatalog DA105_a (Holzsteher statt Doppel-T-Träger).

Annahmen zu Rückbau und Entsorgung

Dächer	Szenario	Annahmen
Stahlbeton-Flachdach mit Duodach-Dämmung	Basis PH Massiv	Rückbau: Die Umkehrdachschiicht ist lose verlegt und kann in ihre Einzelbestandteile zerlegt werden. Die Warmdachschiichten sind untereinander und auf den Untergrund verklebt und werden gemeinsam vor Ort vom Untergrund getrennt (Annahme: durchschnittlich 1 cm des EPS bleibt als Verunreinigung auf Untergrund). Entsorgung: Kies wird recyclet, die brennbaren Dämmstoffe werden in MVA verwertet, Stahlbeton (geringe Verunreinigung mit Gips und EPS) wird recyclet.
Stahlbeton-Flachdach mit Umkehrdach-Dämmung	Basis NEH Massiv	Rückbau: wie Basis, es entfällt aber die EPS-Warmdachschiicht; statt dessen ist Polymerbitumen-Dichtungsbahn direkt auf Untergrund geklebt. Entsorgung: Kies wird recyclet, die brennbaren Dämmstoffe werden in MVA verwertet, verunreinigter Stahlbeton wird deponiert.
Stahlbeton-Flachdach mit Duodach-Dämmung	Szenario 1 Massiv	wie Basis, außer: Warmdachdämmung wird nicht vor Ort getrennt, verunreinigter Stahlbeton wird deponiert
Stahlbeton-Flachdach mit Duodach-Dämmung	eco 1 Massiv	wie Basis, außer: Dichtungsbahn wird lose verlegt, EPS- und XPS-Dämmung werden recyclet (25 % Verluste gehen in MVA)
Sparrendach mit Glaswolle-Dämmung und Umkehrdach	Basis Leicht	Rückbau: Kies und XPS aus Umkehrdach sind lose verlegt und können abgeräumt werden, Polymerbitumenbahn und Alu-Dampfsperre sind auf Spanplatte mechanisch befestigt oder geklebt – werden gemeinsam vom Sparren getrennt und entsorgt. Alle anderen Schichten können voneinander getrennt werden. Entsorgung: Sparren ins Recycling; XPS, Spanplatte/ Polymerbitumen, Spanplatte/Alu-Dampfsperre und Latten in MVA, Glaswolle u. Gipskarton sowie die Verbindungen als Verunreinigung auf Deponie
Sparrendach mit Holzfaser-Dämmung und Umkehrdach	Basis eco1	Rückbau: wie Basisvariante Entsorgung: wie Basisvariante. Holzfaserplatten werden thermisch verwertet.

Geschoßdecke

Beschreibung

Basisvariante Massiv	Baustoff	Dicke	Masse (kg)
Belag	Massivparkett verklebt	0,0100	7,45
	Parkettkleber		1,00
Estrich	Estrichbeton	0,0600	120,00
	Polyethylenbahn		0,20
	Dämmung	Polystyrol expandiert EPS-T	0,0400
Tragschicht	Normalbeton	0,2000	460,00
	Armierungsstahl		16,00
	Gipsspachtel	0,0030	4,80

Tabelle 15: Stahlbetondecke mit Massivparkett auf Estrich als Basisvariante für die Massivbauweise. Konstruktion entspricht GDm01_g im Passivhaus-Bauteilkatalog.

Variante Massiv eco 1	Baustoff	Dicke	Masse (kg)
Belag	Mehrschichtparkett, schwimmend	0,01	4,7
	Unterlage	0,005	1,5
Estrich	Estrichbeton	0,0600	120,00
	Polyethylenbahn		0,20
Dämmung	Polystyrol expandiert EPS-T	0,0400	0,44
Tragschicht	Normalbeton	0,2000	460,00
	Armierungsstahl		16,00
	Gipsspachtel	0,0030	4,80

Tabelle 16: wie Basisvariante, außer: schwimmend verlegter Mehrschichtparkett statt verklebter Massivparkett

Basisvariante Leicht	Baustoff	Dicke	Masse (kg)
Belag	Massivparkett	0,0100	7,45
Estrich	Parkettkleber		1,00
	Estrichbeton	0,0500	100,00
	Polyethylenbahn		0,20
Dämmschicht	Glaswolle Trittschall	0,0300	2,04
	Splittschüttung (zementgebunden)	0,0500	81,50
	Polyethylenbahn		0,20
Tragschicht	OSB-Platte OSB 3 MUPF/PMDI	0,0220	14,23
	Schnittholz Fi rauh, tech.trock.	0,2200	16,50
	Glaswolle MW-WF	0,0800	1,36
	OSB-Platte OSB 3 MUPF/PMDI	0,0220	14,23
Vorsatzschale	Glaswolle MW-WF	0,0400	0,80
	Federschiene		1,70
	Gipskartonplatte	0,0300	27,00
	Stahl niedriglegiert		0,25

Tabelle 17: Konstruktion entspricht der Tramdecke GDI01_g des IBO-Passivhaus-Bauteilkatalogs

Variante	Leicht eco 1	Baustoff	Dicke	Masse (kg)
Belag		Mehrschichtparkett	0,0100	4,70
		Korkment	0,0050	1,50
		Estrichbeton	0,0500	100,00
		Polyethylenbahn		0,20
Dämmschicht		Holzfaser-Dämmplatte 160 kg/m ³	0,0300	4,80
		Splittschüttung (zementgebunden)	0,0500	81,50
		Polyethylenbahn		0,20
Tragschicht		OSB-Platte OSB 3 MUPF/PMDI	0,0220	14,23
		Schnittholz Fi rauh, tech.trock.	0,2200	16,50
		Holzfaser-Dämmplatte 160 kg/m ³	0,0800	10,88
		OSB-Platte OSB 3 MUPF/PMDI	0,0220	14,23
Vorsatzschale		Holzfaser-Dämmplatte 160 kg/m ³	0,0400	6,40
		Federschiene		1,70
		Gipskartonplatte	0,0300	27,00
		Stahl niedriglegiert		0,25

Tabelle 18: wie Basisvariante. Die Glaswolle-Dämmung wurde durch Holzfaserdämmung ersetzt und als Bodenbelag wird ein schwimmend verlegter Mehrschichtparkett statt des Massivparketts angenommen.

Annahmen zu Rückbau und Entsorgung

Decken	Variante	Annahmen
Stahlbeton-Decke mit Parkett auf Estrich verklebt	Basis Massiv	Rückbau: Das Parkett wird vor Ort vom Estrich geschrammt, 1 mm Verunreinigung verbleibt auf Estrich, der Estrich verbindet sich beim Verlegen mit der PE-Folie – die Schichten werden daher gemeinsam entsorgt, die Dämmung ist lose verlegt und wird getrennt gesammelt. Entsorgung: Parkett in MVA, Estrich (verunreinigt) auf Deponie, Dämmung in MVA, Stahlbeton wird in Aufbereitungsanlage von Armierungsstahl und Gipsresten gereinigt und recycelt.
Stahlbeton-Decke mit Parkett auf Estrich schwimmend	eco 1 Massiv	Rückbau: schwimmend verlegter Bodenbelagsaufbau kann vom Estrich getrennt werden; Estrich ist lediglich mit Trennfolie aus PE verunreinigt. Entsorgung wie Basis außer: Estrich wird recycelt.
Tramdecke	Basis Leicht	Rückbau: Das Parkett wird vor Ort vom Estrich geschrammt, 1 mm Verunreinigung verbleibt auf Estrich, der Estrich verbindet sich beim Verlegen mit der PE-Folie die Schichten werden daher gemeinsam entsorgt, alle anderen Schichten sind voneinander trennbar. Entsorgung: Estrich (verunreinigt), Splittschüttung, Glaswolle, Gipskarton und Verbindungen als Verunreinigung auf Deponie; Parkett, Holzwerkstoffe in MVA; Steher und Federschiene ins Recycling
Tramdecke mit alternativer Dämmung und Belag	eco 1 Leicht	Rückbau: schwimmend verlegter Bodenbelagsaufbau kann vom Estrich getrennt werden; Estrich ist lediglich mit Trennfolie aus PE verunreinigt. Entsorgung: Splittschüttung, Gipskarton und Verbindungen als Verunreinigungen auf Deponie; Parkett, Korkment, Holzfaser und Holzwerkstoffe in MVA; Estrich, Steher und Federschiene werden (über unterschiedliche Pfade) recycelt.

Fenster

Es werden Fenster mit Holz-Alu-Rahmen angenommen („Fensterrahmen Holz/Alu (110 mm Dick)“ aus IBO-Referenzdatenliste). Für Passivhausbauweise wird eine Dreischeiben-Wärmeschutzverglasung, für Niedrigenergiehausbauweise eine Zweischeibenverglasung gewählt.

Rückbau: Das Fenster wird in seine Hauptbestandteile zerlegt.

Entsorgung: Holzrahmen geht in die Abfallverbrennung, Aluminium ins Recycling, das Fensterglas zu 50 % ins Recycling, sonstige Bestandteile vernachlässigt