

Nutzung des CDM in der Abfallwirtschaft

Leitfaden für Investitionsprojekte im Ausland



Bundesministerium
für Umwelt,
Naturschutz und
Reaktorsicherheit (Hrsg.)

Bildnachweis:

Titelblatt:

AVA GmbH , Augsburg (li.)

HAASE, Neumünster (re.)

Impressum:

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

Franzjosef Schafhausen, UAL KI I

Thomas Forth, KI I 4

11055 Berlin

Nutzung des CDM in der Abfallwirtschaft

Leitfaden für Investitionsprojekte im Ausland

Der Leitfaden wurde erstellt im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit von:

bifa Umweltinstitut GmbH, Augsburg

Alexandra Ballon, Bernhard Gerstmayr, Markus Hertel, Hansjürgen Krist, Max Müller,
Prof. Dr.-Ing. Wolfgang Rommel

In Kooperation mit:

Perspectives GmbH, Hamburg

Sonja Butzengeiger, Mareike Niemann, Dr. Heike Santen

Global Environmental Technologies GmbH, Berlin

Dietrich Borst

Tobias Koch GbR, Augsburg

Tobias Koch

Das Projekt wurde fachlich betreut von:

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

Thomas Forth, KI I 4, Berlin, E-Mail: thomas.forth@bmu.bund.de

Dr. Vassilios Karavezyris, WA II 1, Bonn, E-Mail: vassilios.karavezyris@bmu.bund.de

Umweltbundesamt

Marlene Sieck, FG III, Dessau, E-Mail: marlene.sieck@uba.de

INHALTSVERZEICHNIS

INHALTSVERZEICHNIS.....	4
ABBILDUNGSVERZEICHNIS	7
TABELLENVERZEICHNIS	9
1 Vorbemerkung.....	12
1.1 Aufgabenstellung und Zielsetzungen des Leitfadens.....	12
1.2 Zielgruppen des Leitfadens.....	13
2 Grundlagen zur Nutzung der projektbasierten Kyoto-Mechanismen in der Abfallwirtschaft	14
2.1 Grundlegende Funktionsweise der projektbasierten Kyoto-Mechanismen.....	14
2.2 Wesentliche Merkmale von CDM und JI.....	16
2.2.1 Abkommen, Institutionen und Akteure bei CDM-Projekten	16
2.2.2 CDM-Projektzyklus.....	19
2.2.3 Nachweis der Zusätzlichkeit bei CDM-Projekten.....	25
2.2.4 Gastländer für Joint Implementation	28
2.2.5 Merkmale von CDM und JI im Vergleich.....	29
2.3 Potenziale für abfallwirtschaftliche JI-Projekte in Europa	30
2.3.1 Minderung von Emissionen aus Deponien EU-15-Staaten.....	31
2.3.2 Emissionsminderungspotenziale in der Abfallwirtschaft der neuen EU-Mitgliedstaaten nach der Osterweiterung.....	33
2.3.3 Gesamtbetrachtung zukünftiger Emissionsminderungspotenziale in der Abfallwirtschaft der EU-27-Staaten.....	34
2.3.4 Relevanz von Stromeinspeiseregulungen für abfallwirtschaftliche JI-Projekte.....	36
2.4 Nutzung der Instrumente Programme of Activities (PoA) und Projektbündelung	37
3 Methodiken und weitere Regelungen für abfallwirtschaftliche CDM-Projekte	41
3.1 Projekttypen.....	41
3.2 Bestehendes CDM-Regelwerk im Bereich der Abfallwirtschaft.....	42
3.2.1 Darstellung des „Tools zur Bestimmung von vermiedenen Methanemissionen aus der Deponierung von Abfällen“	42
3.2.2 Darstellung des „Tools zur Berechnung der Projektemissionen aus dem Abfackeln von methanhaltigen Gasen“.....	45
3.2.3 Methodik für Großprojekte zur Deponiegasfassung (ACM001)	48
3.2.4 Methodik für Kleinprojekte zur Deponiegasfassung (AMS III.G)	50
3.2.5 Methodik für Großprojekte zur alternativen Abfallbehandlung (AM0025)	51
3.2.6 Methodik für Kleinprojekte zur energetischen Verwertung von organischen Abfällen (AMS III.E).....	56
3.2.7 Methodik für Kleinprojekte zur Kompostierung/Vergärung organischer Abfälle (AMS III.F)	58
3.3 CER-Potenzial nach Methodik.....	59
3.4 Neue Methodikvorschläge im Bereich der Abfallwirtschaft	60
3.5 Ausblick und Zusammenfassung.....	61
3.5.1 Geltungsbereiche des bestehenden Methodik-Portfolios.....	61

3.5.2	Potenziale und Herausforderungen des bestehenden Methodikinventars	63
3.5.3	Weitere Emissionsreduktionspotenziale der Abfallwirtschaft außerhalb der bestehenden CDM-Methodiken	66
3.5.4	Bewertung des CDM in der Abfallwirtschaft	66
4	Realisierung abfallwirtschaftlicher Projekte im Kontext von Emissionshandel und Klimaschutz	68
4.1	Einflussfaktoren auf die Realisierbarkeit von CDM-Projekten	69
4.1.1	Treibhausgasemissionen aus abgelagerten Abfällen	69
4.1.2	Minderungspotenziale in ausgewählten Weltregionen	71
4.1.3	Berücksichtigung sozioökonomischer Randbedingungen in der Projektvorbereitung	72
4.1.4	Bedeutung des informellen Sektors	73
4.1.5	Grundmerkmale der Abfallwirtschaft	76
4.2	Orientierende Abschätzung von Emissionsminderungspotenzialen	77
4.3	Orientierende Abschätzung der CO ₂ e-Vermeidungskosten von Abfallbehandlungstechniken	80
4.4	Anwendung der AM0025 am Beispiel eines MBA-Projekts	81
4.4.1	Hintergründe und Datenbasis	81
4.4.2	Erläuterung zu den Gutschriften aus dem MBA-Projekt	83
4.5	Überlegungen zur Projektentwicklung	85
4.5.1	Ausschreibung eines CDM-Projekts	85
4.5.2	Die Konzeptionsphase: Haftungs- und Genehmigungsfragen	86
4.5.3	Standortsuche	88
4.5.4	Durchführung von Abfallsortieranalysen	89
4.5.5	Probenahme: Berechnung der Anzahl notwendiger Einzelstichproben	91
4.5.6	Abschätzung des nötigen Beprobungsaufwands	93
5	Ansprechpartner und Informationsangebote	95
5.1	Informationsangebote	95
5.2	Zertifizierungs- und Validierungsorganisationen	97
5.3	Durchführung von Forschungsvorhaben zur Anwendung projektbasierter Mechanismen des Kyoto-Protokolls in der Abfallwirtschaft	99
6	Literatur	100
Anhang I: Begriffe des Emissionshandels		104
Anhang II: Abfallwirtschaftliche Grundlagen		113
1.1	Der Begriff „Abfall“	113
1.2	Sammeln von Abfällen	114
1.3	Sortierung, Aufbereitung und Recycling von Wertstoffen aus Hausmüll	118
1.4	Abfallablagerung auf einer Deponie	121
1.4.1	Grundlagen	121
1.4.2	Technische Beschreibung	125
1.4.3	Organisation einer Deponie	128
1.4.4	Treibhausgasemissionen (THG-Emissionen) einer Deponie	129
1.4.5	Kosten	131
1.5	Mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlage (MBA)	132
1.5.1	Grundlagen	132

1.5.2	Beschreibung der mechanischen Aufbereitung	135
1.5.3	Beschreibung einer aeroben biologischen Stufe	138
1.5.4	Beschreibung einer anaeroben biologischen Stufe.....	142
1.5.5	Vergleich anaerober und aerober Verfahren – Überblick	146
1.5.6	Hinweis zu prinzipiellen Anforderung an Produkte aus MBA-Anlagen.....	148
1.5.6.1	Kompost für landwirtschaftliche Verwertung.....	148
1.5.6.2	Restabfallkompost zur Deponierung.....	148
1.5.6.3	Ersatzbrennstoffe.....	149
1.5.7	Abgasbehandlung in biologischen Abfallbehandlungsanlagen.....	149
1.6	Müllverbrennungsanlagen (MVA)	151
1.6.1	Grundlagen	151
1.6.2	Aufbau einer Müllverbrennungsanlage am Beispiel einer Rostfeuerungsanlage	154
1.6.3	Outputströme einer MVA zur weiteren Behandlung.....	159
1.6.3.1	Schlacke aus der Rostfeuerung.....	159
1.6.3.2	Filterstäube und sonstige Rückstände aus der Abgasreinigung	160
1.6.4	Weitere Varianten der thermischen Abfallbehandlung.....	160
1.6.4.1	Wirbelschichtfeuerung.....	160
1.6.4.2	Pyrolysetechnik.....	160
1.6.4.3	Ersatzbrennstofftechnik.....	160
1.7	Vergleich MVA und MBA.....	162
1.8	Beispiele von Abfallbehandlungspfaden.....	164
1.8.1	Mögliche Behandlungspfade mit integrierter MBA.....	164
1.8.2	Möglicher Behandlungspfad mit integrierter MVA	167
1.8.3	Mögliche Kombination von Behandlungstechniken in einem Behandlungspfad	168
Anhang III: Ökobilanzielle Ermittlung der Emissionsminderungspotenziale von Abfällen in Serbien und Tunesien		171
1.	Emissionsminderungspotenziale in Tunesien und Serbien	171
2.	Kurzbeschreibung der Entsorgungs- und Behandlungspfade in der Modellierung.....	172
3.	Emissionen in Serbien.....	175
4.	Emissionen in Tunesien	176
5.	Andere Parameter zur Modellierung	177
6.	Emissionsminderungspotenziale im Vergleich	178
Anhang IV: Deponiegasentwicklungsprognosen als Grundlage für CDM-Projekte im Bereich der Abfallbehandlung.....		183
1.	Klimarelevanz von Deponiegas.....	183
2.	Annahmen zum Vergleich verschiedener Deponiegasprognosemodelle	183
3rd	Das First Order Decay Model	185
1.3.1	Grundform	185
1.3.2	Das FOD-Modell in der CDM-Anwendung.....	188
1.3.3	Bewertung des FOD-Modells	189
4.	Das Modell nach Tabasaran	191
5.	Das Modell nach Weber.....	194
6.	Das US-EPA-Modell für Zentralamerika	196
7.	Vergleich des FOD-Modells mit den Emissionsverläufen einer real existierenden Deponie	198

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Grundlegende Funktionsweise der projektbasierten Kyoto-Mechanismen CDM und JI	15
Abbildung 2: Überblick über die CDM Institutionen.....	16
Abbildung 3: Wesentliche Schritte des CDM-Projektzyklus.....	20
Abbildung 4: Baselines zur Berechnung von Emissionsreduktionen	23
Abbildung 5: Potenziale zur Einsparung von Treibhausgasen (in Mio. tCO ₂ e), durch stoffliche und energetische Verwertung von Abfällen in den EU-Mitgliedstaaten gegenüber dem Jahr 2004 (Quelle: Prognos, INFU, IFEU, 2008).....	35
Abbildung 6: Potenziale zur Einsparung von Treibhausgasen (in Mio. tCO ₂ e) im Bereich der Beseitigung und Behandlung von Restmüll in den EU-Mitgliedstaaten gegenüber dem Jahr 2004 (Quelle: Prognos, INFU, IFEU, 2008).....	36
Abbildung 7: Instrumente zur Förderung der erneuerbaren Energien im EU-Strommarkt (Quelle: BMU, 2007)	37
Abbildung 8: Grundstruktur der erforderlichen Zertifizierungsunterlagen in einem Programme of Activities (PoA) – wesentliche Festlegungen und Nachweise im PoA-DD und im CPA-DD.....	38
Abbildung 9: Erzielte und gutgeschriebene Emissions-reduktionen bei einer Abfallbehandlung (Projektbeispiel mit einer Behandlungskapazität von 180.000 t/a)	45
Abbildung 10: Anzahl und Status der Projekte unter ACM001 (Stand: November 2008)	49
Abbildung 11: Geographische Verteilung der unter ACM001 registrierten Projekte (Stand: November 2008).....	49
Abbildung 12: Anzahl und Status der Projekte unter AMS III.G (Stand: November 2008).....	51
Abbildung 13: Anzahl und Status der Projekte unter AM0025 (Stand: November 2008)	54
Abbildung 14: Anzahl und Status der Projekte unter AMS III.E (Stand: November 2008)	58
Abbildung 15: Anzahl und Status der Projekte unter AMS III.F (Stand: November 2008).....	59
Abbildung 16: Erwartete CER-Mengen pro Projekt nach Methodik	60
Abbildung 17: Übersicht über Abfallbehandlungsoptionen und Geltungsbereiche bestehender CDM-Methodiken.....	62
Abbildung 18: Verlauf der Methanemissionen einer beispielhaften bis zu einer angenommenen Beendigung der jährlichen Ablagerungen im Jahr 2010.....	70
Abbildung 19: Orientierendes THG-Minderungspotenzial einer MBA gegenüber einer Deponie ohne Deponiegasabfackelung in Abhängigkeit vom Organikanteil am Beispiel der Länder Serbien und Tunesien (Strommix hat bei MBA-Technik vernachlässigbaren Einfluss).....	78
Abbildung 20: Orientierendes THG-Minderungspotenzial einer Deponie mit Deponiegasabfackelung gegenüber einer Deponie ohne Gaserfassung in Abhängigkeit vom Organikanteil im Abfall.....	78
Abbildung 21: Orientierendes THG-Minderungspotenzial einer MVA gegenüber einer Deponie ohne Deponiegasabfackelung in Abhängigkeit vom Organikgehalt und einer	

hypothetischen Emissionsintensität des Strommixes von 500 bzw. 900 gCO ₂ e/kWh am Beispiel der abfallwirtschaftlichen Grunddaten Serbiens (MVA ohne Abwärmenutzung).....	79
Abbildung 22: Orientierendes THG-Minderungspotenzial einer Deponie mit Deponiegasabfackelung, einer MVA und MBA in Abhängigkeit vom Organikanteil, berechnet für eine hypothetische Emissionsintensität des Strommixes von 500 gCO ₂ e/kWh (MVA ohne Abwärmenutzung) im Vergleich zu einer unregulierten Deponie ohne Deponiegasfassung	80
Abbildung 23: Darstellung der Bilanzierungsstruktur für die Emissionen einer MBA mit einfacher Kompostierung	83
Abbildung 24: MBA mit reiner Kompostierung – Gegenüberstellung zweier Klimazonen.....	84
Abbildung 25: Durchführung der Probenentnahme aus einem Haufwerk nach LAGA PN 98.....	92
Abbildung 26: Anlieferung von Abfall in einem Flachbunker.....	115
Abbildung 27: Sortierstraße für Papier und Pappe	120
Abbildung 28: Einbau von Restabfallkompost mit Kompaktor.....	123
Abbildung 29: Einbaufeld von MBA-Abfalldeponat.....	124
Abbildung 30: Multibarrierenkonzept.....	125
Abbildung 31: Verfüllter Deponieabschnitt mit Rekultivierungsschicht.....	128
Abbildung 32: Gemessene Methanfracht einer Deponie – seit 1992 wurde keine Organik eingebracht (Quelle: Mit freundlicher Genehmigung von AU Consult, Augsburg).....	130
Abbildung 33: Möglicher Stoffstrom mit MBA als zentrales Behandlungselement (vereinfacht)	134
Abbildung 34: Manuelle Aussortierung von Kunststoffen nach einer mechanischen Vorsortierung (deutsche Anlage).....	135
Abbildung 35: Beispielhaftes Behandlungsschema einer MBA (MBA-Konzept).....	136
Abbildung 36: Zerkleinerer (Shredder) für sperrige Abfälle.....	137
Abbildung 37: Mechanische Aufbereitung: Homogenisierungstrommel (li) und Sortierkabine (re).....	137
Abbildung 38: Kaminzugverfahren (Prinzip)	140
Abbildung 39: Mögliches Verfahrensschema der MBA mit Nassvergärung und Nachrotte.....	144
Abbildung 40: Wichtige Massenströme einer MVA (orientierende Werte für MVA mit Rostfeuerung; RGR = Rückstände aus der Abgasreinigung, vereinfachte Darstellung).....	157
Abbildung 41: Verfahrensschema einer MVA mit Rostfeuerung (Beispiel)	159
Abbildung 42: Beispiel-Behandlungspfad getrennte Sammlung von Bioabfall und Restabfall.....	165
Abbildung 43: Beispiel-Behandlungspfad Mechanisch-Biologische Abfallbehandlungsanlage (MBA).....	166
Abbildung 44: Beispiel-Behandlungspfad MBS (nur Intensivrotte mit dem Ziel der Stabilisierung durch Trocknung).....	167
Abbildung 45: Behandlungspfad MVA	168
Abbildung 46: Behandlungspfad mit integrierter MBA und MVA.....	170
Abbildung 47: Modell des Szenarios MBA aus UMBERTO®.....	173
Abbildung 48: Modell des Szenarios MBA (+ WtE) aus UMBERTO®.....	173

Abbildung 49: Modell des Szenarios „MBA (+ Zementwerk)“ aus UMBERTO®	174
Abbildung 50: Emissionsminderungspotenziale der Entsorgungspfade für Deutschland.....	179
Abbildung 51: Emissionsminderungspotenziale der Entsorgungspfade für Tunesien	180
Abbildung 52: Emissionsminderungspotenziale der Entsorgungspfade für Serbien	180
Abbildung 53: Vergleich der verschiedenen Klimakategorien des FOD-Modells	189
Abbildung 54: Modelle nach Tabasaran im Vergleich mit dem FOD-Modell	193
Abbildung 55: Das Webersche Modell im Vergleich zum FOD-Modell	195
Abbildung 56: Das U.S. EPA Modell im Vergleich zum FOD-Modell.....	197
Abbildung 57: Gegenüberstellung der Ergebnisse des FOD-Modells mit Messungen auf einer realen Deponie	198

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Länder, zu denen abfallwirtschaftliche Country Sheets erarbeitet wurden	13
Tabelle 2: Übersicht zur Vorgehensweise im Rahmen projektbasierter Projekte	17
Tabelle 3: Wesentliche Unterschiede von JI Track 1 und Track 2 zu CDM	30
Tabelle 4: Von den EU-15-Staaten gemeldete Methanemissionen aus Deponien in Mio. tCO ₂ e pro Jahr (UNFCCC, 2008).....	32
Tabelle 5: Übergangsfristen der neuen EU-Mitgliedstaaten bei der Umsetzung der Richtlinien zu Deponien und Verpackungsabfällen	33
Tabelle 6: Von den neuen Mitgliedstaaten der EU in Osteuropa gemeldeten Methanemissionen aus Deponien in Mio. tCO ₂ e pro Jahr (UNFCCC, 2008)	33
Tabelle 7: Bündelung im Vergleich zum Programme of Activities (Quelle: DEHSt, 2008).....	40
Tabelle 8: Kriterien für die Anwendbarkeit der Methodik AM0025	53
Tabelle 9: Potenziale und Herausforderungen des bestehenden CDM-Methodikinventars	63
Tabelle 10: Methanemissionen aus Deponien in ausgewählten Ländern; Quelle: National Communications der Länder an UNFCCC, U.S. EPA, Öko-Institut).....	69
Tabelle 11: Methanemissionen aus abgelagerten Abfällen in ausgewählten Weltregionen; Berechnungen des bifa auf der Datenbasis von U.S. EPA und Öko-Institut (2007)	71
Tabelle 12: Faktoren zur Prüfung sozioökonomischer Randbedingungen bei der Realisierung abfallwirtschaftlicher Projekte; Auswahl geeigneter Informationsquellen	72
Tabelle 13: Übersicht über wichtige Merkmale von Abfallwirtschaftssystemen in Abhängigkeit der Einkommensverhältnisse; eigene Darstellung in Anlehnung an Lacoste und Chalmin (2006).....	76
Tabelle 14: Spezifische Vermeidungskosten von Abfallbehandlungstechniken und der Deponierung in Abhängigkeit vom Organikanteil und Kreditierungszeitraum (orientierend).....	81
Tabelle 15: Erzielte Emissionsminderung einer MBA im Rahmen der möglichen Projektlaufzeiten in verschiedenen Klimazonen (Abfallzusammensetzung der Stadt Tunis).....	85

Tabelle 16: Eigenschaften von Abfallfraktionen aus einer Abfallsortieranalyse (orientierend)	90
Tabelle 17: Designated Operational Entities (DOE) mit Zulassungen für den Sektor 13 „Waste handling and disposal“ (Stand Mai 2009).....	97
Tabelle 18: Bezeichnung von Abfällen	114
Tabelle 19: Vor- und Nachteile der Abfallsammlung der Einzelstoffeffassung und Mischstoffeffassung	116
Tabelle 20: Vor- und Nachteile von Hol- und Bringsystemen.....	117
Tabelle 21: Faktoren die im Zusammenhang mit Überlegungen zu Abfallsammelsystemen berücksichtigt werden sollten (Auswahl wichtiger Faktoren).....	117
Tabelle 22: Investitions- und Betriebskosten am Beispiel einer Leichtstoffsartierung und Papiersortierung; Quelle: Intecus 2008	121
Tabelle 23: Verlängerung der Reichweite einer Deponie durch Vorbehandlung der zu deponierenden Abfälle.....	126
Tabelle 24: Kenndaten für die Errichtung und den Betrieb einer Deponie (deutscher Standard; Abschätzung auf Basis der Quelle: Stief, K., Dezember 2008; http://www.deponie-stief.de).....	132
Tabelle 25: Kenndaten für die Errichtung und den Betrieb einer MBA (deutscher Standard; Quelle: Intecus, 2008; Marktrecherchen bifa Umweltinstitut)	133
Tabelle 26: Investitionskosten für den Bau der mechanischen Aufbereitung einer MBA (ohne Betriebs- und Wartungskosten; Vermeidungspotenziale und CO ₂ e Vermeidungskosten siehe Abschnitt 4.1.5f und Tabelle 25).....	138
Tabelle 27: Vor- und Nachteile des offenen und des geschlossenen Kompostiersystems einschließlich relevanter Kenngrößen.....	141
Tabelle 28: Investitionskosten für Kompostierungsanlage mit ca. 14.000 Tonnen Jahreskapazität (deutscher Standard, Quelle: Intecus, 2008)	141
Tabelle 29: Gegenüberstellung von getrennter Bioabfallkompostierung und Restabfallkompostierung	142
Tabelle 30: Vereinfachte Darstellung einer anaeroben Abbaukette zur Biogasbildung und Bakterieneigenschaften.....	142
Tabelle 31: Orientierende Investitionskosten des Nass- und des Trockenfermentationsverfahrens bei einer Verarbeitungskapazität von ca. 18.000 Tonnen Abfall pro Jahr (Anlage deutscher Standard)	146
Tabelle 32: Gegenüberstellung des anaeroben und des aeroben biologischen Behandlungsverfahrens (Beispiel für ca. 10.000 Jahrestonnen).....	147
Tabelle 33: Grenzwerte für Kompostprodukte im Fall der landwirtschaftlichen Ausbringung (Quelle: BioAbfV, 2006): Ausbringungsmenge 20 t Kompost pro Hektar Fläche innerhalb von 3 Jahren)	148
Tabelle 34: Technische Hinweise zu Biofiltern	151
Tabelle 35: Beispielhafte Kosten für Bau und Betrieb sowie technische Kenndaten einer MVA (deutscher Standard; Quelle: Intecus, 2008; eigene Marktrecherchen und Berechnungen).....	153

Tabelle 36: Grenzwerte der Brennstoffspezifikationen für EBS nach den Vorgaben der Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe (BGS)	162
Tabelle 37: Gegenüberstellung von MBA und MVA	163
Tabelle 38: Zuordnung der Abfälle für UMBERTO®	175
Tabelle 39 Kohlenstoffgehalte für Serbien	176
Tabelle 40: Zuordnung der Abfälle für UMBERTO®	176
Tabelle 41: Kohlenstoffgehalte für Tunesien.....	177
Tabelle 42: Gegenüberstellung der verwendeten Parameter für die Länder Deutschland, Tunesien und Serbien.....	178
Tabelle 43: Emissionsminderungen in den Zielländern im Szenario verglichen mit der Deponie_total emitierend.....	181
Tabelle 44: Überblick über den Inhalt von Anhang IV.....	183
Tabelle 45: Abfallzusammensetzung (repräsentativ für Deutschland).....	184
Tabelle 46: Erzielbare Emissionsreduktionen verglichen.....	190

1 Vorbemerkung

1.1 Aufgabenstellung und Zielsetzungen des Leitfadens

Recycling- und Effizienztechnik – Made in Germany (RETech; www.retech-germany.net): Unter diesem Titel startete das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) im Jahr 2007 Aktivitäten zum Thema „Umwelt – Innovation – Beschäftigung“ sowie zur ökologischen Industriepolitik. Die Initiative ist darauf ausgerichtet, gemeinsam mit einem Netzwerk von Akteuren aus Wirtschaft, Verwaltung und Hochschulen den Entwicklungsstand der Abfallwirtschaft insbesondere in Schwellen- und Entwicklungsländern zu verbessern und den internationalen Export deutscher Recycling- und Entsorgungstechnologien zu fördern. Ergänzend wurde neben der RE-Tech-Initiative die CDM/JI-Initiative (www.jiko-bmu.de, 2008) ins Leben gerufen. Ziel dieser beiden Initiativen des BMU ist es, die bestehenden marktbasierenden Mechanismen zur Reduktion von Treibhausgasemissionen als verlässliche Finanzierungsinstrumente zur Durchführung von Klimaschutzmaßnahmen zu etablieren.

Exportfördernde Anreize in der Abfallwirtschaft werden insbesondere den projektbasierten Instrumenten des Kyoto-Protokolls – Clean Development Mechanism (CDM) und Joint Implementation (JI) beigemessen. Die in Industrienationen wie Deutschland als Stand der Technik geltenden abfallwirtschaftlichen Technologien werden aus unterschiedlichen Gründen bisher jedoch nur sehr eingeschränkt im Rahmen von CDM- oder JI-Projekten eingesetzt.

Als Gründe sind u. a. das Informationsdefizit in Bezug auf die technische Leistungsfähigkeit moderner Abfallbehandlungstechniken, aber auch die Umsetzbarkeit vor Ort zu nennen. Entscheidungsträger in den für CDM und JI geeigneten Ländern können zumeist nur unzureichend einschätzen, welche Potenziale zur Reduzierung von Treibhausgasemissionen eine **mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlage (MBA)**, eine **Müllverbrennungsanlage (MVA)** oder eine **geordnete Deponie** gegenüber einem herkömmlichen Deponiebetrieb besitzen. Aufseiten der Technologieanbieter hingegen fehlt oft das Wissen, welchen Finanzierungsbeitrag die flexiblen Instrumente bei der Realisierung moderner abfallwirtschaftlicher Projekte leisten können.

Um Wege zu einem verstärkten Einsatz moderner Abfallbehandlungstechniken aufzeigen zu können, werden im vorliegenden Leitfaden Informationen für potenzielle Projektentwickler, Technologieanbieter, aber auch Entscheidungsträger auf behördlicher Seite – insbesondere in den Entwicklungs- und Transformationsländern – angeboten. Es werden Möglichkeiten und Handlungsoptionen aufgezeigt, wie die projektbasierten Instrumente des Kyoto-Protokolls für moderne Abfallbehandlungstechniken besser nutzbar gemacht werden können. Technische Möglichkeiten und wirtschaftliche Rahmenbedingungen werden miteinander verknüpft und in drei Informationsschwerpunkten behandelt:

1. Kurzdarstellung der Instrumente CDM und JI (Kapitel 2) im Kontext der Abfallwirtschaft
2. Beschreibung und Diskussion der **Methodiken**, welche die Grundlagen für die Umsetzung und Anerkennung von CDM-/JI-Projekten bilden (Kapitel 3)
3. Darstellung und Beschreibung der **Abfalltechniken** (vgl. Anhang II: Abfallwirtschaft), die einen Beitrag zum Klimaschutz leisten, sowie Aufzeigen von **Treibhausgaseminderungspotenzialen** in ausgewählten Ländern und Regionen (vgl. Abschnitte 4.1.1 und 4.1.2)

Zudem sind aus praktischer Sicht wichtige Informationen in Schaukästen als Beispiele oder Hinweise eingearbeitet.

Auf der RETech Plattform (www.retech-germany.net) werden zudem ausführliche Informationen (Country Sheets) zu den in Tabelle 1 aufgeführten Ländern bereitgestellt, die zur Erarbeitung erster Projektansätze genutzt werden können.

Tabelle 1: Länder, zu denen abfallwirtschaftliche Country Sheets erarbeitet wurden

Ägypten	Indien	Russland	Tunesien
Brasilien	Indonesien	Serbien	Ukraine
China	Kasachstan	Südafrika	

Der Leitfaden liefert in Verbindung mit den Länderdaten zudem Hintergrundwissen zu sozialen Aspekten, die bei Projektplanungen im Bereich der Abfallwirtschaft eine maßgebliche Rolle spielen.

1.2 Zielgruppen des Leitfadens

Der Leitfaden richtet sich an Firmen, nicht profitorientierte Organisationen und Behörden, die international einen Beitrag zur Weiterentwicklung der Abfallwirtschaft in Richtung Nachhaltigkeit und Klimaschutz leisten wollen.

Zu nennen sind hier zunächst Projektentwickler, die bereits erste Erfahrungen mit CDM- oder JI-Projekten gesammelt haben, sowie jene, die mit diesen Instrumenten noch nicht vertraut sind.

Der Leitfaden unterstützt sie in ihrem Bemühen, durch die Zusammenstellung wesentlicher Informationen zu **Abfallbehandlungstechniken** und zum **Abfallmanagement**. Hilfreich sind die Empfehlungen zum allgemeinen Umgang mit Abfällen, zur Ausarbeitung von Abfallbehandlungsstrategien und zur Entwicklung eines effizienten Abfallmanagements.

Eine weitere Zielgruppe sind die Entscheidungsträger in den Verwaltungsstrukturen der Entwicklungs- und Transformationsländer. Der Leitfaden vermittelt ihnen Basisinformationen zur fachlichen Beurteilung von Projektkonzepten im Bereich der Abfallwirtschaft. Darüber hinaus können die Verantwortlichen kommunaler, regionaler oder ministerialer Ebenen dem Leitfaden entnehmen, welche **Vorgehensweise** zur Realisierung abfallwirtschaftlicher Projekte unter Zuhilfenahme der projektbasierten Instrumente des Kyoto-Protokolls zu empfehlen ist.

Zielgruppe sind auch Anlagenbauer und Technikhersteller aus der Umwelttechnik, wie z. B. Hersteller von MBA- und MVA-Komponenten, insbesondere auch Biogasanlagenhersteller sowie Planungsbüros für Abfallwirtschaftskonzepte. Ihnen hilft der Leitfaden in Verbindung mit **länderspezifischen Informationen**, Chancen und Risiken von abfallwirtschaftlichen Projekten in ausgewählten Zielländern der RETech-Initiative abzuschätzen. Mögliche Wettbewerbsvorteile durch die Integration zusätzlicher Projektfinanzierungshilfen, wie sie der Handel mit Emissionsrechten bietet, können so zielgerichtet genutzt werden.

Schließlich ist der Leitfaden auch für Organisationen eine wertvolle Hilfe, die international Maßnahmen im Bereich der Schulung und Weiterbildung (**Capacity Building**) von Entscheidungsträgern und anderen Multiplikatoren anbieten. Durch den integrativen Ansatz – Abfalltechnik, Abfallmana-

gement und Nutzung der projektbasierten Instrumente – versteht sich der Leitfaden als ein **praxisorientiertes Nachschlagewerk**.

Bei der Erstellung dieses Leitfadens wurden auch konzeptionelle Vorarbeiten für die **Durchführung von Roadshows** zur Wissensvermittlung in den Zielländern der RETech-Initiative erarbeitet. Der Leitfaden selbst kann den inhaltlichen Kern einer solchen exportfördernden Maßnahme bilden und somit auch auf diese Weise die Integration moderner und nachhaltiger abfallwirtschaftlicher Instrumente in Entwicklungs- und Transformationsländern beschleunigen helfen.

2 Grundlagen zur Nutzung der projektbasierten Kyoto-Mechanismen in der Abfallwirtschaft

2.1 Grundlegende Funktionsweise der projektbasierten Kyoto-Mechanismen

Clean Development Mechanism (CDM) und Joint Implementation (JI) sind projektbasierte Mechanismen, die 1997 im Kyoto-Protokoll im Rahmen der internationalen Klimarahmenkonvention verankert wurden (UNFCCC, United Nations Framework Convention on Climate Change: <http://unfccc.int/2860.php>). Sie dienen einerseits einer kostenminimalen Erreichung der Emissionsziele von Unternehmen oder Staaten, andererseits bieten sie einen ökonomischen Anreiz zur Investition in Klimaschutztechnologien in Entwicklungs- und Transformationsländern. Die grundlegende Funktionsweise der projektbasierten Kyoto-Mechanismen ist in Abbildung 1 dargestellt.

Der Ablauf von CDM und JI ist wie folgt: die Durchführung eines Klimaschutzprojektes – wie z. B. Effizienzsteigerungen in Kraftwerken, Brennstoffwechsel, Einsatz erneuerbarer Energien oder das Fassen von Deponiegas – führt zu einer Reduktion von Treibhausgasen (z. B. CO₂) im Gastgeberland. Diese Reduktionen werden quantifiziert und in Form von Reduktionszertifikaten gutgeschrieben. Die Zertifikate wiederum können gehandelt und von Unternehmen/Staaten zur Erreichung ihrer Emissionsziele eingesetzt werden.

CDM-Projekte werden in Entwicklungs- und Schwellenländern, JI-Projekte in Industriestaaten und Staaten, die sich im Übergang zur Marktwirtschaft befinden, durchgeführt. Die formalen Anforderungen und Genehmigungsverfahren der beiden Mechanismen sind unterschiedlich, wie zusammenfassend in Tabelle 3 dargestellt. CDM-Projekte können bereits seit dem Jahr 2000 Zertifikate generieren, JI-Projekte erst seit 2008. Die Zertifikate aus CDM- oder JI-Projekten können sich Investoren aus sogenannten Annex-I-Staaten – z. B. öffentliche und private Unternehmen – zur Erfüllung ihrer Reduktionsverpflichtungen anrechnen lassen.

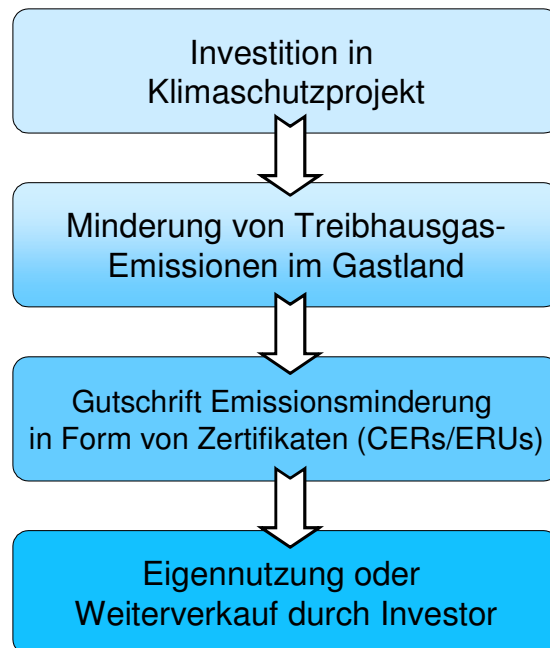


Abbildung 1: Grundlegende Funktionsweise der projektbasierten Kyoto-Mechanismen CDM und JI

Weiterführende Informationen finden sich z. B. auf der Homepage der deutschen Emissionshandelsstelle (DEHSt: <http://www.dehst.de/>) oder der Emissionsberatungsstelle co2ncept-plus (<http://www.co2ncept-plus.de/>). Dort werden weitere Informationshilfen angeboten, z. B.:

- Handbuch für JI-Projekte mit Deutschland als Investorstaat – Leitfaden für Antragsteller; DEHSt
- Praxistipps zur Durchführung von Emissionsminderungsprojekten (JI/CDM); co2ncept-plus

Aktuelle Handelspreise für Emissionszertifikate (CER und ERU) und weitere Informationen können eingesehen werden unter:

- <http://www.ecx.eu/CER-Products>
- <http://www.eex.com/de/>
- <http://www.nordpool.com/en/asa/Markets/Emissions/>
- <http://www.co2-handel.de/>

Im Folgenden werden die zentralen Elemente des Emissionshandels in knapper Form dargestellt und um länderspezifische Informationen ergänzt.

2.2 Wesentliche Merkmale von CDM und JI

2.2.1 Abkommen, Institutionen und Akteure bei CDM-Projekten

Die wesentlichen Prinzipien des Clean Development Mechanism wurden bereits 1997 im Kyoto-Protokoll skizziert und 2001 in den Marrakesh Accords (internationale Vereinbarungen zum Klimaschutz aus dem Jahr 2001, unterzeichnet in der marokkanischen Stadt Marrakesch) weiter ausgearbeitet. Diese Grundprinzipien betreffen beispielsweise den institutionellen Rahmen, generelle Charakteristika von CDM-Projekten, Grundsätze der Emissionsbilanzierung und Anwendbarkeitskriterien. Die durch CDM-Projekte erzielten Emissionsreduktionen müssen „real, messbar und von Dauer“ sein. Außerdem müssen sie „zusätzlich“ zu allen Emissionsreduktionen erreicht werden, die ohne das Projekt entstünden; Projekte, die auch ohne die zusätzlichen Einnahmen aus dem CDM realisierbar gewesen wären, sind also nicht zulässig.

Bei der Genehmigung (vgl. Hinweis 1) und Umsetzung von CDM-Projekten sind eine Vielzahl von Akteuren und Institutionen involviert (vgl. Abbildung 2):

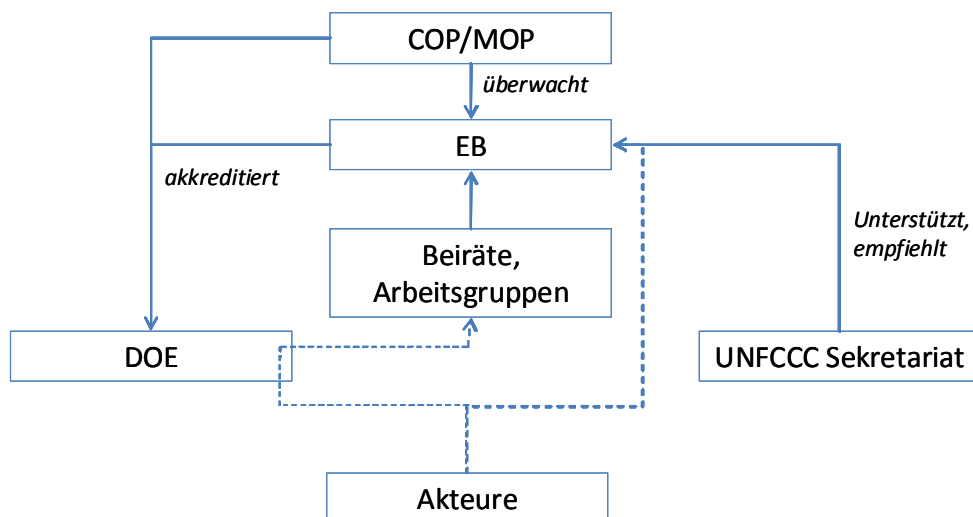


Abbildung 2: Überblick über die CDM Institutionen

Diese CDM-Institutionen sind im Einzelnen:

- COP/MOP (*Conference of the Parties/Meeting of the Parties*); jährlich stattfindende Konferenz/Sitzung der Vertragsstaaten der Klimarahmenkonvention
- UNFCCC-Sekretariat (*UNFCCC secretariat*), auch Klimasekretariat
- CDM-EB (*Executive Board*), CDM-Exekutivrat
- Beiräte, Arbeitsgruppen des CDM-EB, u. a. das CDM-Registrierungs- und Ausstellungsteam (*Registration and Issuance Team – CDM-RIT*), der CDM-Methodikenbeirat (*Methodology Panel – CDM Meth Panel*), zuständig für Vorgänge hinsichtlich der Methodiken, die den CDM-Projekten zugrunde liegen, sowie der CDM-Akkreditierungsbeirat (*Accreditation Panel – CDM AP*)

- DOE (*Designated Operational Entity*): vom EB akkreditiertes Zertifizierungsunternehmen, das die Einhaltung der an ein CDM-Projekt gestellten Anforderungen überprüft (vgl. Liste akkreditierter DOE im Abschnitt 5.2)

Innerhalb der CDM-Institutionen stellen die COP/MOP-Vereinbarungen die höchste Ebene für strategische Entscheidungen dar, gefolgt vom CDM-EB für inhaltliche Entscheidungen. Trotz der insgesamt aufwendigen und hierarchischen Struktur der CDM-Institutionen ist der CDM durch ein hohes Maß an Transparenz und Offenheit für Beiträge von Akteuren – Projektentwickler, Investoren, Forschungsinstitute oder öffentliche Stellen (auch *Stakeholder*) – gekennzeichnet. Tatsächlich basieren die Regeln für CDM-Projekte weitgehend auf Inputs von Akteuren und reflektieren auch die Ergebnisse und Standpunkte des fachlichen und politischen Diskurses. Akteuren stehen mehrere Möglichkeiten zur Verfügung, um zur Weiterentwicklung der CDM-Regeln beizutragen, z. B. durch Einreichung neuer Methodenvorschläge für CDM-Projekte.

Hinweis 1: Genehmigung eines CDM-Projekts durch UNFCCC

Der mit der Validierung des Projekts beauftragte Zertifizierer wird, sobald alle notwendigen Unterlagen zum Projekt vorhanden sind, diese bei der UNFCCC zur Registrierung vorlegen. Dabei wird die **Zahlung der Registrierungsgebühr** fällig!

Die Entscheidung des CDM-Boards, das Projekt offiziell zu registrieren, kann durchaus mehrere Monate dauern. Zudem treten durch eventuelle Rückfragen weitere Verzögerungen auf. Der Projektentwickler sollte diese Zeiten bei der Projektplanung berücksichtigen. Es empfiehlt sich, mit der Implementierung des Projekts zu warten, da bei vorzeitigem Projektbeginn das Risiko bis zur UNFCCC-Genehmigung beim Projektträger liegt.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass der derzeitige Zuschnitt der CDM-Regulierung zwar eine weitreichende und so bisher unbekannte Akteursbeteiligung und Transparenz ermöglicht, aber bei der aktuell großen Nachfrage auf Kapazitätsgrenzen stößt. In den bestehenden Strukturen sind eine gewisse regulatorische Unsicherheit und damit ein regulatorisches Risiko unvermeidbar. Man kann jedoch davon ausgehen, dass sich das CDM-System auch in Zukunft weiterentwickelt und regulatorische Risiken minimiert werden.

Tabelle 2: Übersicht zur Vorgehensweise im Rahmen projektbasierter Projekte

Arbeitsschritt	Verantwortlicher
Projektidee sowie Erstellung einer Project Idea Note (PIN) („Kurzcheck“)	Projektdurchführer: Unternehmer / Investor
Erstellung des Project Design Documents (PDD)	Projektdurchführer: Unternehmer / Investor
Prüfung des PDD	akkreditierte Institutionen sog. Designated Operational Entities, DOEs (siehe auch: Tabelle 17, S.97)
Erteilung einer Projektgenehmigung / Zustimmung („Letter of Approval“- LoA)	Gastgeber- sowie Investorland
Registrierung des Projekts bei UNFCCC	CDM: CDM-Aufsichtsrat JI: JI-Supervisory Committee
Projektumsetzung und Monitoring	Projektdurchführer: Unternehmer / Investor

Als **Projektidee** ist die Identifikation von messbaren Minderungspotenzialen mit vorhandenen Technologien zu bezeichnen. Auf ihrer Basis baut das gesamte Projekt auf (siehe auch Hinweis 2 und Hinweis 9). Wenn auch von der UNFCCC nicht verbindlich gefordert, ist es üblich, vor der Detailplanung des Projekts in der sogenannten **Project Idea Note (PIN)** einem Prüfer die Idee zur Erstbegutachtung vorzulegen. Somit ist eine gewisse Grundsicherheit der Zulässigkeit der Projektidee gewährleistet (siehe auch Hinweis 4).

Hinweis 2: Informationen zur Designated National Authority (DNA)

Die DNA des Gastlandes kann dem Projektentwickler nationale Standard-Baselines bspw. für die CO₂-Intensität der Stromerzeugung liefern. Ebenfalls nützlich sind Standards für CO₂-Intensität von national verfügbaren Treibstoffen.

Bislang ungeklärt ist, ob es möglich ist, nationale Standards für die Zusammensetzung von Abfällen vonseiten der DNA zur Verfügung zu stellen.

Es ist nützlich für einen Nachweis der **Zusätzlichkeit**, dass vor einem Vertragsabschluss mit lokalen Behörden die DNA, die offizielle Dienststelle für die Genehmigung von CDM-Projekten, über das Projektvorhaben informiert wird.

Oft ist eine DNA bereit, einen „Letter of Endorsement“ (LoE) auszustellen, in welchem dem Investor bestätigt wird, dass das Projekt den nationalen Richtlinien für CDM-Projekte entspricht. Ebenfalls hilfreich ist eine Aufnahme des Vorhabens in eine öffentlich einsehbare Positivliste der DNA.

Meistens verlangt eine DNA eine Project Idea Note (PIN) mit einer technischen Beschreibung des Projekts und der Nennung aller Beteiligten.

Erteilung des offiziellen *Project Approvals* durch die DNA

Es ist ratsam, möglichst frühzeitig in der Genehmigungsphase strittige Fragen mit den beteiligten nationalen Regierungen zu klären und vertraglich zu fixieren. Solche Klärungen können beinhalten:

- Gebühren für die Genehmigung
- Einbehaltung eines Teils der generierten Emissionsrechte
- Status des Gastgeberlandes als Projektteilnehmer
- Unterstützung des Projekts, die über die Ausstellung der Genehmigung hinausgeht
- Regelmäßige Bereitstellung von Informationen/Daten, die für die jährliche Erstellung des Monitoringberichts erforderlich sind

Der Kurzcheck der vorhandenen Datenbanken der UNFCCC (www.unfccc.int) dient der Klärung, ob diese Projektform bereits realisiert wurde. Ist dies der Fall, so kann sich der Projektentwickler am Vorgehen der Vorgänger orientieren. Die Datenbanken enthalten detaillierte Projektbeschreibungen und Vorgehensweisen der bereits registrierten CDM-Projekte und liefern daher eine wertvolle Datenbasis.

Das **Project Design Document (PDD)** stellt die Grunddokumentation des Projekts dar. Ist dieses validiert, so darf von dem darin beschriebenen Vorgehen nicht mehr abgewichen werden. Daher sollte ein PDD immer so geschrieben werden, dass es jedem Entwickler einen gewissen Handlungsspielraum lässt, seine Monitoringprozesse zu verbessern, und nicht nur so, dass die reibungslose Validierung und Zertifizierung gewährleistet ist.

Die Genehmigung oder auch **Validierung** des CDM-Projekts ist die Anerkennung der beabsichtigten Vorgehensweise. Sie wird durch eine unabhängige Prüforganisation durchgeführt. Ist ein Projekt validiert, darf das **PDD** nicht mehr modifiziert werden (siehe auch Hinweis 4).

Die Zertifizierung sollte stattfinden, sobald Emissionsreduktionen in nennenswertem Umfang aus der Projektaktivität geltend gemacht werden können. Nach erfolgter Zertifizierung werden die den erzielten Reduktionen entsprechenden Zertifikatsmengen zugeteilt.

2.2.2 CDM-Projektzyklus

Bevor ein Klimaschutzprojekt Reduktionszertifikate generieren kann, muss es beim internationalen UN-Klimasekretariat registriert und genehmigt werden. Der dazu notwendige formale Prozess ist komplex; die Zulassung von Projekten wird bislang restriktiv gehandhabt. Die wesentlichen Schritte des CDM-Projektzyklus sind in Abbildung 3 dargestellt und werden nachfolgend kurz erläutert.

Hinweis 3: Projektgenehmigung durch ein Annex 1-Land

Die Projektgenehmigung durch ein Annex-1-Land ist eine wichtige Voraussetzung für die erfolgreiche Validierung eines CDM-Projekts durch den Zertifizierer.

Viele Annex-1-Länder bevorzugen die Genehmigung von Projekten in Ländern, mit denen ein MOU (Memorandum of Understanding) über die Grundsätze der Zusammenarbeit mit CDM-Gastländern vereinbart ist. Sollte ein solches MOU noch nicht bestehen, kann der Projektentwickler dessen Ausstellung fördern.

Annex-1-Länder können eine Bestätigung des Zertifizierers verlangen, dass alle Voraussetzungen für eine erfolgreiche Validierung des Projekts erfüllt sind, mit Ausnahme der ausstehenden Genehmigung durch das Annex-1-Land. Ein solches Dokument stellen die Validierer auf Anfrage aus.

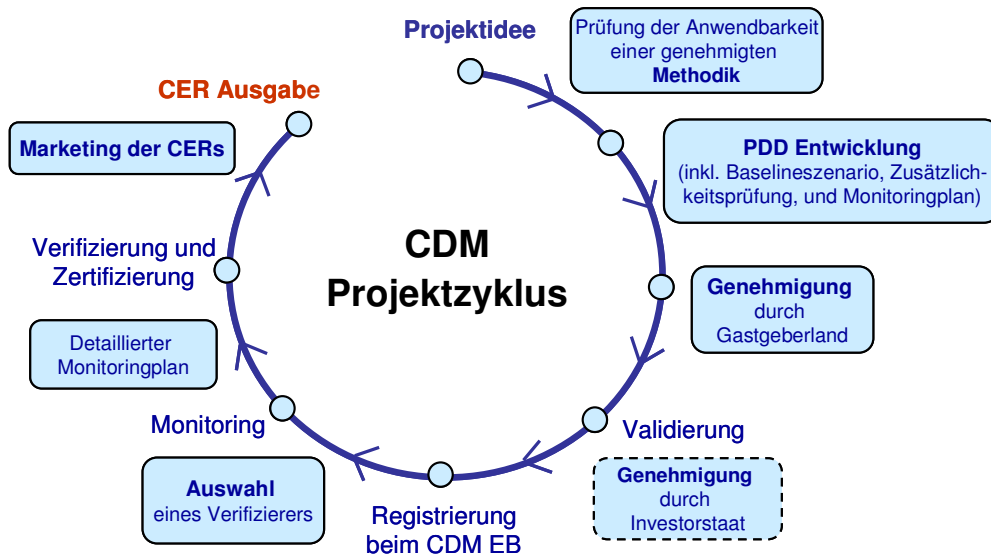


Abbildung 3: Wesentliche Schritte des CDM-Projektzyklus

CDM-Projektentwickler müssen als Genehmigungsgrundlage für das Entscheidungsgremium des Klimasekretariats – das CDM-Executive Board (CDM-EB) – eine Projektdokumentation, das bereits erwähnte Project Design Document (PDD), erarbeiten, welches auf einer anerkannten „Methodik“ – Berechnungsgrundlagen für einen bestimmten Projekttyp – basiert. Neben der Genehmigung des Gastgeberlandes sind das Referenzfallszenario, auch *Baseline*, und der Nachweis der *Zusätzlichkeit (Additionality)* die wichtigsten Elemente (vgl. Abschnitt 3.2.1). Die *Baseline* ist das Referenzszenario, mit dem die projektgebundenen Emissionsreduktionen quantifiziert werden. Der Referenzfall legt dar, wie die Emissionssituation ohne die Projektdurchführung wäre.

Unabdingbar ist dabei, die spezifische Ausgangssituation richtig zu erfassen, und so einen, den individuellen Gegebenheiten angepassten, Referenzfall zu entwickeln.

Abbildung 4 verdeutlicht, wie unterschiedlich hoch die Reduktionen von Treibhausgasen durch ein Projekt bei verschiedenen Referenzfällen sein können. Für den Erfolg eines CDM-Projekts ist es

Hinweis 4: Wichtiges zur Genehmigungsphase

Verträge mit unterstützenden CDM-Consultants sollten so gestaltet werden, dass die Prämie nicht für eine schnelle Genehmigung durch die UNFCCC und Validierung erteilt wird, sondern vielmehr für umsetzbare Monitoringangaben im PDD und eine reibungslose Zertifizierung.

Die Zusatzausgabe (> 10.000 €) einer Erstverifizierung durch den Zertifizierer zur Abnahme des Monitoringplans lohnt, da damit vorab Unsicherheiten geklärt und kleine Fehler beseitigt werden können. Fallen diese dem Zertifizierer erst bei der Zertifizierung auf, so fällt das zu zertifizierende Jahr für die CER-Erteilung aus.

Von Änderungsvorschlägen an die UNFCCC ist abzusehen, da diese selten das gewünschte Ergebnis bringen. Vielmehr sollten Änderungsvorschläge als „Request for Clarification“ durch geschickte Fragestellungen eingereicht werden („Ist es im Sinne der Methodologie, die Messung durch ... vorzunehmen?“).

CDM-Projekte bedürfen der gleichen Genehmigungen wie jedes andere vergleichbare Industrieprojekt in den Zielländern. Daher muss eine Unterstützung dieses Projekts nicht nur vonseiten der DNA vorhanden sein.

wichtig, einen genehmigungsfähigen Referenzfall zu entwickeln. Diese Aufgabe ist in der Praxis oft nicht trivial (siehe Beispiel 7 und Beispiel 8).

Essentielle Voraussetzung für die Genehmigung eines CDM-Projekts ist weiterhin der Nachweis der Zusätzlichkeit (*additionality*) einer Projektaktivität. Projekte, die „ohnehin“ aus wirtschaftlichen

Beispiel 1: CDM-Zulassung in China

Jedes Land kann seine Anforderungen an CDM-Projekte selbst festlegen. Daher müssen die Zulassungsbedingungen für CDM-Projekte genauestens mit dem eigenen Projekt und der eigenen Finanzierungsstruktur abgeglichen werden.

Bis April 2009 mussten z. B. CDM-Projekte in China zu mindestens 51 % in chinesischer Hand sein, um von der chinesischen DNA genehmigt zu werden. Mittlerweile können auch ausländische Investoren mit Sitz in Hongkong als Hauptpartner in China auftreten.

Gründen durchgeführt worden wären, sind nicht genehmigungsfähig. Der Nachweis der Zusätzlichkeit erfolgt über die Analyse ökonomischer, technischer und politischer Parameter. Darüber hinaus ist ein Monitoringplan zu erarbeiten, der festlegt, welche Faktoren für die Berechnung der effektiven Minderung durch die Projektaktivität zu überwachen und festzuhalten sind.

Bevor das Projekt von unabhängiger Stelle validiert werden kann, muss das Gastgeberland dem Projekt zustimmen. Ein entsprechender Antrag ist vom Projektentwickler an die zuständige Genehmigungsbehörde zu stellen. Die Anforderungen, welche an ein Projekt gestellt werden, variieren von Gastgeberland zu Gastgeberland (siehe Beispiel 1). Es ist daher empfehlenswert, sich frühzeitig mit den jeweiligen Bestimmungen im Gastgeberland vertraut zu machen. Für ein CDM-Projekt ist immer ein Investorland zu benennen, in das die zukünftig generierten CER fließen sollen, auch die dortige Genehmigungsbehörde muss vorab dem Projekt sowie dem Transfer der CER zustimmen (*Letter of Approval – LoA*).

Hinweis 5: Was in Verträgen geregelt werden sollte

- Wer ist zuständig für die Anlieferung der Abfälle?
- Welche Mengen sind garantiert?
- Welche Qualität besitzen die Abfälle?
Wie wird im Fall einer ausbleibenden Anlieferung der Abfälle verfahren (Entschädigung)?
- Was passiert mit Abfällen, die nicht angenommen werden können, wie z. B. Sonderabfälle, Störstoffe wie stark verschimmelte Abfälle (wichtig bei Biogasanlagen!), Sperrmüll, Siebabfälle oder Tierkörper? Gibt es Regelungen dafür?
- Gibt es Regelungen für den freien Zugang für z. B. ausländische Experten, Zertifizierer oder Wartungspersonal zur Abfallbehandlungsanlage?
- Können Daten und Informationen über die Abfallbehandlungsanlage frei übermittelt werden oder stehen gesetzliche Regelungen bzw. Zensuren dem entgegen (relevant für die Zertifizierung)?

Da üblicherweise Annahmepflichten in Verträgen festgehalten werden, sollte z. B. für den Fall eines Erdbebens oder einer Überflutung geklärt sein, wie verfahren werden kann, wenn der Abfall nicht verarbeitbar ist.

→ Hilfreich kann hier eine Klausel sein, die eine direkte Deponierung der Abfälle in diesen Ausnahmefällen erlaubt.

BOT-Verträge

„Build Operate Transfer“ (BOT)-Verträge setzen sich in der internationalen Abfallwirtschaft immer stärker durch. Sie bieten für die begrenzte Projektlaufzeit im Rahmen von CDM-Projekten von zehn bzw. 21 Jahren eine gute vertragliche Grundlage. Wichtige Fragen müssen jedoch im Vorfeld geklärt werden, darunter der Zustand der Anlagen bei der Übergabe, die Möglichkeit einer Vertragsverlängerung und das Prozedere für den Fall, dass das Gastgeberland den CDM-Status verliert.

Die erarbeiteten Dokumente inklusive der jeweiligen Genehmigungen werden von unabhängiger Stelle, einer DOE, validiert und eingereicht. Die Genehmigung eines Projekts durch das CDM-EB wird beim Klimasekretariat offiziell registriert (siehe Beispiel 2). Nach Realisierung des Projekts bzw. Inbetriebnahme der Anlage findet ein Monitoring statt (vgl. Beispiel 4 und Beispiel 5). In regelmäßigen Abständen kann dann ein unabhängiger Zertifizierer den Projektfortschritt bestätigen und eine Ausstellung der entsprechenden Zertifikate beantragen.

Als sogenannter *Share of proceeds* werden bei der CER-Erteilung zum einen bis zu 0,2 \$/CER zur Abdeckung der Bearbeitungskosten durch das CDM Executive Board fällig, zum anderen fließen 2 % der gesamten Menge an CER in den sogenannten *Adaption Fund* für besonders verwundbare Entwicklungsländer zur Anpassung an die Folgen des Klimawandels. Projekte, die in Ländern der Gruppe der *Least Developed Countries* stattfinden, sind von der letztgenannten Gebühr ausgenommen.

Für neue Projekttypen (also solche, die bislang noch nicht als CDM-Projekt angemeldet wurden) ist darüber hinaus die Erarbeitung einer neuen Methodik erforderlich.

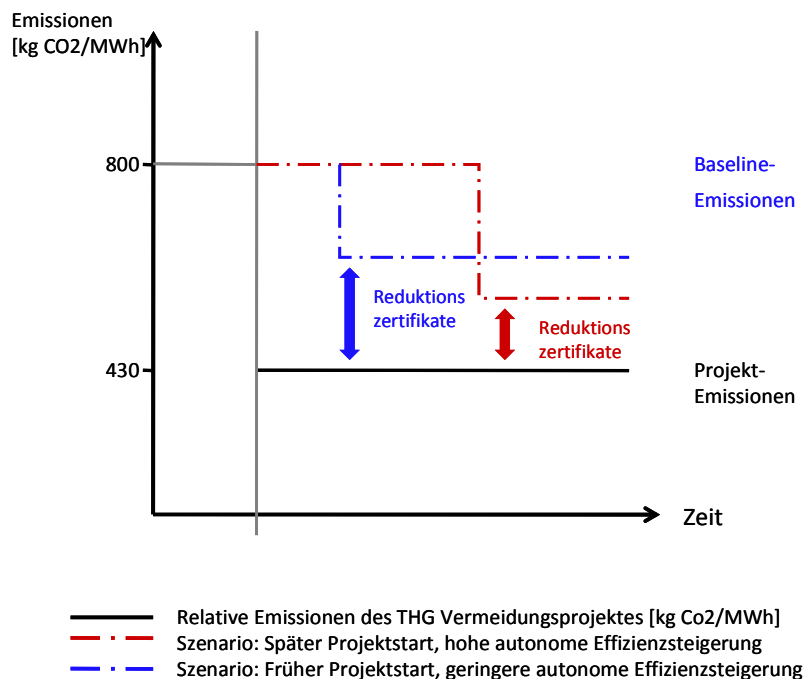


Abbildung 4: Baselines zur Berechnung von Emissionsreduktionen

Vereinfachte Verfahren und Regeln gelten für Kleinprojekte (*Small Scale Project Activities*). Diese Klasse umfasst Projekte, die eine definierte Höchstgrenze an klimaschützenden Leistungen unterschreiten. Sie beträgt beispielsweise für den Bereich der Erzeugung erneuerbarer Energien 15 MW Gesamtkapazität, für Energieeffizienzsteigerungsprojekte liegt sie bei 15 GWh/a während sämtliche anderen Projekttypen als Kleinprojekt der Begrenzung von 60.000 tCO₂e/a unterliegen. Der Aufwand zur Anmeldung und Überwachung ist gegenüber regulären Projekten deutlich reduziert.

Für die Wahl der Kreditierungsperiode, d. h. die Projektlaufzeiten im Rahmen von CDM, hat ein Projektentwickler folgende Alternativen:

- a) eine feste, nicht verlängerbare Kreditierungsperiode über zehn Jahre oder
- b) eine Kreditierungsperiode von sieben Jahren, die zweimal um jeweils sieben weitere Jahre verlängert werden kann.

Maximal können im Fall b) unter günstigen Bedingungen Kreditierungszeiträume von 21 Jahren genutzt werden. Der Nachteil dabei ist, dass insgesamt dreimal neu zu zertifizieren ist. Für jede weitere Kreditierungsperiode von sieben Jahren muss erneut der Zusätzlichkeitsnachweis erbracht werden. Die Wahl des Kreditierungszeitraums ist deshalb von Fall zu Fall zu treffen und hängt maßgeblich vom Projekt selbst ab. Sollte abzusehen sein, dass der Zusätzlichkeitsnachweis (z. B. eines Deponiegasprojekts) kein weiteres Mal gelingt, da die Baseline aufgrund gesetzlicher Änderungen in Kürze bereits eine Vorbehandlung des Abfalls vor dessen Deponierung vorsieht, so ist der zehnjährigen Kreditierungsperiode der Vorzug zu geben.

Beispiel 2: CDM-Genehmigung ist nicht gleich Projektgenehmigung

Ein Minister in Südamerika hat für ein CDM-Projekt bereits die Genehmigung erteilt. Während der Bürgermeister, der dem gegnerischen politischen Lager entstammte, nichts unversucht ließ, um dieses Projekt zu blockieren. Die Kommune versagte deshalb dem Projektkonsortium die Baugenehmigung. Zudem, wie sich erst später herausstellte, hatte der federführende Minister dieses Projekt gleichzeitig verschiedenen Anbietern zugesprochen. Das Projekt ist bis heute noch nicht realisiert.

Ein ähnliches Beispiel ist aus Russland bekannt. Hier blockierte der Minister, während der Bürgermeister das Projekt durchsetzen wollte.

Bei hoher Fluktuation in öffentlichen Ämtern in Entwicklungsländern ist die Akzeptanz der von Vorgängerregierungen eingegangenen Verpflichtungen nach einem Wechsel der Amtsträger nicht immer gegeben. Verträge auf mehreren Ebenen (Bezirk, Region, Staat) sind hierfür sehr nützlich. Die CDM-Struktur ist ebenfalls ein zusätzlicher Schutz der Interessen des Investors. Im CDM wird die Eigentümerstruktur der CER bei der Projektregistrierung bei der UNFCCC festgelegt und ist danach nur mit Zustimmung aller Projektteilnehmer änderbar. Projektentwickler und Investor sind dadurch vor willkürlichen Änderungen in Bezug auf die Beteiligung an der Ausschüttung der Emissionsrechte geschützt.

Wichtig auch: Selbst eine Genehmigung als CDM-Projekt auf ministerieller Ebene beinhaltet nicht automatisch die auf lokaler Ebene erforderlichen Genehmigungen. Dies ist vor allem beim Bau einer MBA wichtig, da viele lokale Belange wie Geruchsbelästigungen, Abwasser und Zufahrten mit der örtlichen Verwaltungsebene geregelt werden müssen (vgl. Hinweis 4: Wichtiges zur Genehmigungsphase).

Diese Genehmigungsverfahren sind zum Teil äußerst komplex. Daher ist es sinnvoll, die Genehmigungen schon sehr früh so weit wie möglich abzusichern. Dies kann z. B. in Form von Vorverträgen mit den lokalen Behörden geschehen. Widerstand gegen solche Vorverträge kann ein Hinweis auf ernst zu nehmende Probleme im späteren Projektverlauf sein. Ein Abbruch des Projekts ist dann eine überlegenswerte Option.

Von besonderer Bedeutung ist der sichere Zugriff auf die notwendige Menge Abfall. Viele MBA-Projekte in Entwicklungsländern sind gescheitert, da nach der Fertigstellung nicht die notwendige Menge Abfall angeliefert wurde bzw. die Zusammensetzung des Abfalls nicht den Anforderungen (z. B. Organikgehalt) entsprach (vgl. Beispiel 3: Falsch gerechnet).

2.2.3 Nachweis der Zusätzlichkeit bei CDM-Projekten

Hintergrund

Auf den Nachweis der Zusätzlichkeit eines CDM-Projekts wird besonders Wert gelegt, um die ökologische Integrität des Mechanismus zu wahren. Ist die Zusätzlichkeit einer klimaschützenden Maßnahme nicht vorhanden, so erfolgt unterm Strich eine Steigerung der realen Emissionen, falls CER aus diesem Projekt zur Legitimierung von Emissionen in Industrieländern verwendet werden. Das CDM-EB hat u. a. in Form des „Tool for the demonstration and assessment of additionality“ ein umfassendes Regelwerk geschaffen, um konkrete Anforderungen an den – in der Praxis nicht immer trivialen – Nachweis der Zusätzlichkeit zu schaffen.¹

Das Tool definiert vier Schritte zum Nachweis der **Zusätzlichkeit**:

1. Identifikation von Alternativen zur geplanten Projektaktivität, die den geltenden gesetzlichen Regelungen entsprechen
2. Investitionsanalyse: Ergibt sich aus der Investitions- und einer Sensitivitätsanalyse, dass das vorgeschlagene CDM-Projekt wahrscheinlich nicht die wirtschaftlich attraktivste Variante ist oder dass es unwahrscheinlich ist, dass das Projekt wirtschaftlich attraktiv ist?
3. Analyse von Barrieren: Existiert wenigstens eine Barriere, welche die Umsetzung des vorgeschlagenen Projekts ohne den CDM verhindert? Gibt es wenigstens eine Alternative, die nicht von den genannten Barrieren verhindert wird?
4. Analyse der vorherrschenden Praxis: Bestehen keine ähnlichen Vorhaben? Falls ähnliche Vorhaben bestehen, gibt es wesentliche, nachvollziehbare Unterschiede zwischen diesen und dem vorgeschlagenen CDM-Projekt?

Die Investitions- und die Barrierenanalyse können dabei alternativ verwendet werden – es reicht, wenn Projektentwickler *entweder* zeigen, dass ein Projekt wirtschaftlich nicht attraktiv oder weniger attraktiv als die Alternativen ist, *oder* darlegen, dass Barrieren bestehen, die eine Umsetzung des Projekts ohne den CDM verhindert hätten. Es können aber auch beide Analysen nacheinander durchgeführt werden.

Bei der Identifikation von Alternativen zum geplanten Projekt müssen im Regelfall folgende Szenarien in Betracht gezogen werden: die Umsetzung des geplanten Projekts ohne den CDM, Fortsetzung der bisherigen Praxis sowie alle weiteren Szenarien, die zu einem ähnlichen Output oder Ergebnissen mit ähnlicher Qualität und Eigenschaften geführt hätten. Wichtig für die Abfallwirtschaft ist: Falls das geplante Projekt unterschiedliche Outputströme oder Ergebnisse produziert, müssen für jeden dieser Outputströme gesondert Alternativen identifiziert werden. So müssen bei einer geplanten Abfallvergärung beispielsweise Alternativen zur Abfallbehandlung und zur Energiegewinnung aus Biogas getrennt voneinander betrachtet werden. Bei allen Alternativen, die grundsätzlich technisch möglich sind, ist zu prüfen, ob sie den geltenden Gesetzen und Vorschriften entsprechen. Nur solche Alternativen, die unter der aktuellen Gesetzeslage zulässig sind, müssen im Weiteren betrachtet werden. Falls das geplante Projekt die einzige Alternative ist, welche die gesetzlichen An-

¹ Daneben gibt es das ebenfalls vom CDM-EB abgesegnete „Combined tool to identify the baseline scenario and demonstrate additionality“, das in der Praxis jedoch aufgrund seiner Anwendungskriterien geringere Bedeutung hat und daher im Rahmen dieses Leitfadens nicht ausführlich vorgestellt wird.

forderungen erfüllt, ist das Vorhaben kein zusätzliches und damit nicht unter dem CDM genehmigungsfähig.

Bei der Investitionsanalyse muss zunächst eine geeignete Bewertungsmethode ausgewählt werden. Anhand einer Leitlinie hat das CDM-EB Regeln festgelegt, wie die Investitionsanalyse durchzuführen ist. Falls das Projekt keine anderen Einnahmen als jene aus dem CDM generiert, kann eine einfache Kostenaufstellung erfolgen, bei der die Kosten des geplanten Projekts mit denen anderer Alternativen verglichen werden. Falls noch weitere Einnahmen aus Produkten o. Ä. entstehen, ist entweder eine Investitionsvergleichsrechnung anzustellen oder eine Benchmark-Analyse.

Bei der Investitionsvergleichsrechnung muss ein geeigneter Indikator ausgewählt werden, wie beispielsweise der interne Zinsfuß (*Internal Rate of Return* – IRR), der Nettobarwert (*Net Present Value* – NPV) oder die Stückkosten des Produkts (*Levelized Unit Costs*) etc. Dann werden die entsprechenden Werte der verschiedenen Alternativen miteinander verglichen. Anstelle des Vergleichswerts für die Alternativen kann auch eine geeignete Benchmark verwendet werden, z. B. die Zinsen auf Staatsanleihen plus einen adäquaten Risikozuschlag o. Ä., der dann mit dem IRR des Projekts verglichen wird.

Das Projekt kann dann als zusätzlich gelten, wenn es wenigstens eine Alternative mit einem günstigeren Indikator gibt (Investitionsvergleichsrechnung) oder wenn der Indikator des Projekts niedriger ist als die Benchmark (Benchmarkanalyse).

Anwendung des Additionality Tools für Abfallprojekte

Schritt 1: Alternativen zum geplanten Projekt

Die Methodiken für Großprojekte, wie z. B. die AM0025 (vgl. Abschnitt 3.2.5), enthalten Vorgaben, welche Alternativen zu betrachten sind. Falls weitere plausible Varianten bestehen, sind diese ebenfalls in die Betrachtung einzubeziehen.

Schritt 2: Investitionsanalyse

Bei Vorhaben ohne Energieerzeugungskomponente und bei denen kein Produkt mit einem Marktwert entsteht, reicht eine einfache Kostenaufstellung aus. Dies betrifft z. B. die Einführung einer biologischen Behandlung vor der Deponierung oder Deponiegasprojekte, bei denen das gefasste Gas lediglich abgefackelt wird.

Falls Einnahmen, z. B. aus dem Verkauf von Strom, Wärme, Gaseinspeisung oder aus der Erhebung von Gebühren, für die Annahme von Abfällen erzielt werden, muss in der Regel eine Investitionsvergleichsrechnung vorgenommen werden (vgl. Hinweis 6).

Im Grunde würde dies auch für den Fall gelten, dass Einnahmen aus dem Verkauf von Komposten oder anderen rückgewonnenen Wertstoffen erwartet werden. Die bisher registrierten Projekte zur Gesamtmüllkompostierung haben den Zusätzlichkeitsnachweis allerdings überwiegend anhand von Barrieren geführt und auf eine Investitionsrechnung verzichtet.

Hinweis 6: Was sollte bei der Festlegung von Annahme- bzw. Behandlungsgebühren beachtet werden?

Viele Gemeindeverwaltungen in Entwicklungs- und Schwellenländern verfügen bisher über keinerlei bzw. nur sehr geringe finanzielle Mittel für die Müllbeseitigung. Die Bereitschaft, für eine ökologisch einwandfreie Müllentsorgung mehr zu bezahlen als für eine unkontrollierte Deponierung ist deshalb relativ gering.

Gleichzeitig erwarten lokale Verwaltungen bei abfallwirtschaftlichen CDM-Projekten oftmals eine Gewinnbeteiligung, da auf den ersten Blick mit den Abfällen „Geld verdient“ wird. Besonders beliebt sind feste Gebühren pro Tonne angelieferter Abfall, unabhängig von der Marktlage für die Wertstoffe bzw. den erzielbaren CER-Preisen. Vorsicht: Dies geschieht aus Unkenntnis und aufgrund fehlerhafter Einschätzung des CDM! Bei festen Gebühren pro Tonne ist der Investor schwankenden Marktpreisen für Produkte und CER sowie unkalkulierbaren Risiken durch die schwankende Qualität der angelieferten Abfälle ausgesetzt.

Die Stadtverwaltungen haben jedoch berechtigte Bedenken, direkte Gewinnbeteiligungen einzugehen, da Gewinne zunächst erzielt werden müssen und es hierbei zu Schwierigkeiten bei der genauen Festlegung der Gewinnhöhe kommen kann. Deshalb werden fixe Gebühren oftmals bevorzugt.

Es bietet sich an, Zahlungen an die Gemeindeverwaltungen an die tatsächlichen Einnahmen aus dem Verkauf der CER zu koppeln.

Außerdem wichtig: Mögliche Gebühren müssen bereits in Ausschreibungsunterlagen berücksichtigt werden!

Falls Gebühren gefordert werden, ist es üblich, Ausschreibungsverfahren durchzuführen. Problematisch ist dabei, dass die Ausschreibungen in vielen Fällen ohne genaue Kenntnis des CDM-Prozedere und der Kostenstrukturen in einem abfallwirtschaftlichen Projekt erstellt werden.

Wird in der Ausschreibung die Erwähnung des CDM unterlassen, so kann der Ausschreibungsgewinner Schwierigkeiten haben, das Projekt gegenüber dem Zertifizierer als „zusätzlich“ darzustellen. Sowohl der Investor als auch die Stadtverwaltung verlieren in diesem Fall die Möglichkeit, Gelder aus dem CDM für eine nachhaltige Abfallentsorgung zu nutzen (vgl. Abschnitt 4.5.1).

Bei Deponiegasprojekten mit energetischer Nutzung des Deponiegases wurde überwiegend die Benchmarkanalyse angewendet. Drei Projekte sind auf Basis einer Barrierenanalyse ohne Investitionsanalyse registriert worden. Einige Projekte mit energetischer Deponiegasnutzung verwenden die einfache Kostenaufstellung; in diesen Fällen ist jedoch die energetische Nutzung nur als Option für einen späteren Zeitpunkt vorgesehen, falls die Deponiegasmengen und -qualitäten ausreichen; es werden dann auch keine Emissionsreduktionen für die Energieerzeugungskomponente erzielt.

Schritt 3: Barrierenanalyse

Die folgenden Barrieren wurden erfolgreich von Abfallprojekten angeführt:

- Barrieren durch die vorherrschende Praxis, vor allem bei Projekten, die im jeweiligen Land die ersten ihrer Art sind
- Investitionsbarrieren: In einigen Projekten wurde nachgewiesen, dass keine Kredite für das Projekt ohne CDM bewilligt wurden und eine Finanzierung nur mittels privater Investitionen in einem Geschäftsmodell mit CDM oder über öffentliche Gelder möglich war.
- Technologische Barrieren: In vielen Projekten wurde dargelegt, dass die Technologie noch neu ist und vor Ort keinerlei geschultes Personal und auch kein einschlägiges Know-how

vorhanden sind. Dadurch können hohe Risiken entstehen, die mit dem CDM über höhere Einnahmen ausgeglichen werden können.

- Das Vorhandensein von Barrieren könnte dadurch gestützt werden, dass die Projektumsetzung erst nach der Validierung/Registrierung begonnen wurde.

Grundsätzlich kann festgehalten werden, dass es bei abfallwirtschaftlichen Projekten überwiegend unproblematisch ist, die Zusätzlichkeit nachzuweisen. Dennoch muss berücksichtigt werden, dass insgesamt hohe Anforderungen an den Nachweis, an dessen Darstellung im PDD und an die zugehörigen Dokumente gestellt werden. Auch wenn die Zusätzlichkeit bei vielen Projekten augenscheinlich ist, müssen Projektentwickler diese Anforderungen zufriedenstellend erfüllen, da es andernfalls zu längeren Prüfungen und Nachfragen bei der Validierung und Registrierung kommen kann. Dies zeigen auch die bisherigen Erfahrungen: Sieben Projekte haben unter ACM0001 bei der Registrierung eine Prüfungsaufforderung erhalten.

2.2.4 Gastländer für Joint Implementation

Joint Implementation (JI) ist neben CDM ein weiteres im Kyoto-Protokoll vorgesehenes flexibles Instrument. JI umfasst jene projektbezogenen Maßnahmen, die in Industrie- oder Transformationsländern (den sog. „Annex-B“-Ländern des Kyoto-Protokolls) stattfinden. Die Emissionszertifikate aus JI-Projekten werden als Emission Reduction Units (ERU) bezeichnet.² Für Projekte besonders interessant sind die Transformationsländer des ehemaligen Ostblocks, da diese großen Investitionsbedarf in der Abfallwirtschaft haben und – zumindest einige davon – über einen Überschuss an Emissionsrechten verfügen. Neben den osteuropäischen Mitgliedstaaten der Europäischen Union sind hier insbesondere Russland, die Ukraine und Weißrussland zu nennen.

Für das Gastgeberland des JI-Projekts ist eine dadurch ausgelöste Transaktion von Emissionsrechten im optimalen Fall ein Nullsummenspiel innerhalb der Emissionsbilanzen, da sich die Emissionen des Gastgeberlandes in gleichem Maße verringern wie die aus dem Land transferierten Emissionsrechte (in Form von ERU). Es werden demnach bei JI keine neuen Emissionsrechte geschaffen, sondern lediglich Emissionsrechte von einem Industrieland in ein anderes transferiert.

ERU können von Annex-B-Ländern transferiert bzw. erworben werden, wenn sie bestimmte Teilnahmebedingungen erfüllen. Dazu zählen

1. die Ratifizierung des Kyoto-Protokolls,
2. eine im Einklang mit den von der UNFCCC definierten Accounting-Standards festgelegte zugeteilte Emissionsmenge („Assigned Amount“) und
3. die Einrichtung eines nationalen Emissionsregisters.

Weiterführende Hinweise zur Durchführung von JI-Projekten sind u. a. im „Handbuch für JI-Projekte mit Deutschland als Investorstaat – Leitfaden für Antragsteller“ bzw. „Handbuch für JI-Projekte mit Deutschland als Gastgeberland – Leitfaden für Antragsteller“ enthalten, die neben

² Eine Liste der Länder in Annex B findet sich auf http://unfccc.int/kyoto_protocol/items/3145.php.

weiteren grundsätzlichen Informationen zu JI auf www.dehst.de mithilfe der Suchoption zu finden sind.

Das Empfängerland (Investorstaat) hat weitere Kriterien zu erfüllen, z. B. die Einrichtung eines nationalen Systems zur Ermittlung bzw. Berechnung von Treibhausgasemissionen. Falls auch das Gastgeberland diese zusätzlichen Kriterien erfüllt, ist ein vereinfachter JI-Projektzyklus gemäß Track 1 möglich. Eine unabhängige Prüforganisation ist nicht in jedem Annex-B-Staat notwendig.

2.2.5 Merkmale von CDM und JI im Vergleich

Die Vorgehensweise für Projektentwickler ähnelt im JI grundsätzlich dem Vorgehen bei CDM-Projekten. Für die Realisierung von JI-Projekten sind jedoch zwei unterschiedliche Herangehensweisen möglich, die sich insbesondere in den jeweiligen Voraussetzungen, im Umfang und in der Tiefe der erforderlichen Projektunterlagen inklusive der gesamten Nachweisführung unterscheiden. Bei der Durchführung von Projekten nach den Regeln des komplexeren JI Track 2 sind die prozessualen Unterschiede zu CDM gering. Einen Vergleich von CDM mit den beiden Ausprägungen von JI zeigt Tabelle 3.

Die Regelungen erleichtern zwar die Durchführung eines JI-Projekts nach dem Track-1-Verfahren, der Projektentwickler hat jedoch das Risiko zu tragen, dass das Gastgeberland durch die UNFCCC vom Handel mit Emissionsrechten ausgeschlossen werden könnte.³ Falls der Projektentwickler dieses regulative und landesspezifische Risiko vermeiden möchte, kann er das Projekt alternativ unter dem JI-Track-2-Verfahren durch das Joint Implementation Supervisory Committee der UNFCCC registrieren lassen. Durch die Registrierung ist das Projekt vor den Auswirkungen eines Ausschlusses des Gastgeberlandes vom Emissionshandel geschützt. Die Ausschüttung der ERU an das Empfängerland und damit letztendlich an den Investor würde in einem solchen Fall stellvertretend die UNFCCC vornehmen. Nachteilig im Vergleich zum JI Track 1 ist im Track 2 der erhebliche Aufwand zur Einhaltung der Formalitäten bis zur Genehmigung, die denen des CDM ähneln.

Für JI-Projekte, die in Deutschland registriert werden sollen, muss der Deutschen Emissionshandelsstelle (DEHSt) ein Project Design Document (PDD) und ein Determinierungsbericht⁴ sowie – falls bereits vorhanden – die Genehmigung des Investorstaates vorgelegt werden. Der Projektentwickler sollte bei der Erstellung des PDD und der Baseline-Festlegung auf Methodiken zurückgreifen, die aus dem CDM bekannt sind, er kann aber auch eine eigene Methodik entwickeln.

³ Ein Ausschluss ist eine Sanktionsmaßnahme für den Fall, dass ein Land nicht die vertraglich verpflichtenden Auflagen des Kyoto-Protokolls hinsichtlich regelmäßiger Berichterstattung über Treibhausgasemissionen auf seinem Territorium oder Verminderung seiner Emissionen einhält.

⁴ Bericht zur Validierung eines JI/CDM-Projektvorschlags; Voraussetzung für die Zulassung als JI/CDM-Projekt durch akkreditierten Gutachter (DOE), in Deutschland: TÜV Süd, TÜV Rheinland-Pfalz, TÜV Nord CERT GmbH; <http://cdm.unfccc.int/DOE/list/index.html>

Tabelle 3: Wesentliche Unterschiede von JI Track 1 und Track 2 zu CDM

	CDM	JI Track 1	JI Track 2
Laufzeit	maximal 21 Jahre	offen, jedoch Status ab 2013 unklar	
Zusätzlichkeit (Additionality)	restriktive Kriterien	verhandelbar mit Gastgeberland	restriktive Kriterien (wie im CDM)
Validierung	ja	zum Teil nicht nötig, entspr. nationaler Regeln	ja
Methodik	UNFCCC-Standard	eigene Methodik möglich	UNFCCC-Standard oder per Genehmigung durch UNFCCC
Baseline-Festsetzung	wird von Methodik vorgegeben	nationale Regelung des Gastgeberlandes oder Methodik	wird von Methodik vorgegeben (wie bei CDM)
Project Design Document (PDD)	UNFCCC-Standard	eigenes Format möglich	UNFCCC-Standard
Verifizierung	Vertifizierer mit UNFCCC-Akkreditierung	nationale Regelung	Zertifizierer mit UNFCCC-Akkreditierung
Ausgabe der Emissionsrechte	durch UNFCCC	durch nationale Regierung	durch nationale Regierung; falls keine zuständige Stelle vorhanden durch UNFCCC
Bezeichnung der Emissionsrechte	Certified Emission Reduction (CER)	Emission Reduction Unit (ERU)	
unilateral	möglich	nur Projektentwicklung möglich	nicht möglich

Der zeitliche Aufwand und die sonstigen Transaktionskosten zur Realisierung eines JI-Projekts unterscheiden sich in der Praxis aus den genannten Gründen nur unwesentlich von den Aufwendungen, die bei der Realisierung eines CDM-Projekts erforderlich sind. Da die **Zukunft von JI nach 2012 unklar** ist, müssen interessierte Anwender die damit verbundenen Unsicherheiten in Kauf nehmen und in der Projektkalkulation berücksichtigen. Der CDM bietet im Vergleich zum JI eine erheblich größere Sicherheit für Investoren und Projektentwickler.

Während der Projektentwickler beim CDM nach erfolgter Genehmigung verhältnismäßig unabhängig von der Administration des Gastgeberlandes ist, muss die Regierung des Gastgeberlandes bei JI die Ausschüttung der Emissionsrechte jedes Jahr erneut vornehmen. Das damit einhergehende Risiko müssen Investoren und Projektentwickler frühzeitig einkalkulieren. Einige potenzielle JI-Gastländer sind darüber hinaus bereits sehr zurückhaltend bei der Genehmigung von JI-Projekten, da sie einen möglichen zukünftigen Engpass an Emissionsrechten zur Deckung des Bedarfs im eigenen Land befürchten.

In einigen Nicht-EU-Ländern ist mit langen Genehmigungszeiträumen zu rechnen. Dies schränkt den Spielraum von Investoren ein, bis 2012 die zur Projektfinanzierung notwendigen Emissionsrechte zu erhalten.

Berichte über die jüngsten Entwicklungen für das JI-Reglement lassen sich unter www.jiko-bmu.de abrufen.

2.3 Potenziale für abfallwirtschaftliche JI-Projekte in Europa

In den 27 Mitgliedstaaten der Europäischen Union resultieren in Summe 2 % aller Treibhausgasemissionen aus der Abfallwirtschaft. Die absolute Menge der von der Abfallwirtschaft erzeugten Treibhausgase nahm zwischen 1990 und 2005 um 38 % ab [European Environment Agency, 2007]. Als Hauptursachen hierfür sind vor allem Mengenreduzierungen bei der Deponierung von Abfällen, die Reduzierung des Anteils organischer Kohlenstoffverbindungen bei den deponierten Abfällen und die Installation von Deponiegaserfassungssystemen zu nennen. Trotzdem ist bei der Mehrzahl der

EU-27-Staaten nach wie vor die Deponierung von Abfällen der Hauptentsorgungsweg. Stellenweise werden darüber hinaus noch wilde Deponien genutzt, die nicht über Sickerwasser- bzw. Deponiegaserfassungssysteme verfügen. Die folgenden Abschnitte geben einen Eindruck davon, inwieweit innerhalb der EU Minderungspotenziale durch JI-Projekte in der Abfallwirtschaft realisierbar erscheinen.

2.3.1 Minderung von Emissionen aus Deponien EU-15-Staaten

Das hohe technische Niveau der Abfallwirtschaft in den westeuropäischen Staaten sowie die gesetzlichen Auflagen eröffnen nur geringe Spielräume für Investitionen im Rahmen von JI. Insbesondere aufgrund der Vorschriften der **EU-Deponierichtlinie** sind abfallwirtschaftliche JI-Projekte in den Staaten der Europäischen Union für Investoren wenig attraktiv. Die in der Richtlinie vorgeschriebene Vorbehandlung von Abfällen erschwert bei einem JI-Track-2-Projekts die Begründung eines aus Investorensicht günstigen Referenzszenarios erheblich.

Die Deponierichtlinie verlangt die deutliche Reduzierung der Ablagerung organischen Abfalls, ohne jedoch konkrete Maßnahmen vorzuschreiben. Die Richtlinie sieht den Einbau wirkungsvoller Gaskontrollen für Deponien verpflichtend vor. Diese allgemeinen Vorgaben werden für die biologisch abbaubaren Siedlungsabfälle konkretisiert. Hierzu wird eine zeitlich gestaffelte progressive Verringerung der zu deponierenden Menge um 50 % bis zum Jahr 2009 und um 65 % bis zum Jahr 2016 eingefordert, verbunden mit einem generellem Vorbehandlungsgebot. Als Bezugsjahr für die Reduzierungsquoten gilt das Jahr 1995 oder ein früheres Jahr, für das einheitliche Daten des Europäischen Amtes für Statistik vorliegen (Basisjahr). Bezugsgröße sind nicht die im Bezugsjahr deponierten, sondern die produzierten Abfälle. Für JI-Projekte kommen daher lediglich solche Maßnahmen in Betracht, die über die Anforderungen der Deponierichtlinie hinausgehen.

In den EU-15-Staaten wurde die Deponierichtlinie in den vergangenen Jahren in Form nationaler Gesetze und Verordnungen umgesetzt. In den meisten dieser Länder führte dies – teilweise flankiert von weiteren abfallpolitischen Regelungen – dazu, dass die Methanemissionen aus Deponien zurückgegangen sind, zum Teil um bis zu 75 % im Zeitraum zwischen 1990 und 2006 (vgl. Tabelle 4).

Tabelle 4: Von den EU-15-Staaten gemeldete Methanemissionen aus Deponien in Mio. tCO₂e pro Jahr (UNFCCC, 2008)

Mitgliedstaat	1990	1994	2000	2003	2006
Belgien	2,63	2,46	1,69	1,03	0,68
Dänemark	1,34	1,35	1,22	1,18	1,03
Deutschland	35,91	32,93	18,73	13,00	9,62
Finnland	3,64	3,63	2,94	2,42	2,14
Frankreich	11,21	13,43	11,65	10,13	8,87
Griechenland	1,80	1,99	2,14	2,37	2,65
Großbritannien (inkl. Nordirland)	49,82	45,70	30,99	21,39	19,46
Irland	1,33	1,51	1,49	1,64	1,67
Italien	13,30	15,01	16,82	15,40	13,64
Luxemburg	0,04	0,03	0,03	0,02	0,02
Niederlande	12,01	11,06	8,10	6,79	5,65
Österreich	3,38	3,06	2,30	2,21	1,76
Portugal	3,03	3,62	3,93	4,34	4,22
Schweden	2,87	2,70	2,41	2,09	1,85
Spanien	4,20	5,62	7,90	8,58	8,18
EU 15 gesamt	146,41	143,95	112,21	92,46	81,42

Die gesamten Methanemissionen in den Staaten der EU-15 gingen im Zeitraum 1990 bis 2006 um knapp 54 % zurück. Ein Rückgang war jedoch nicht in allen Mitgliedstaaten zu verzeichnen: Während Deutschland seine Methanemissionen um rund 73 % reduzieren konnte, war in Spanien fast eine Verdoppelung der Emissionen dieses Treibhausgases zu verzeichnen.

Mithilfe von JI könnten in der Abfallwirtschaft Westeuropas technische Innovationen realisiert werden, die über die gesetzlichen Anforderungen hinausgehen, bisher jedoch wenig Beachtung fanden. Zu nennen ist hier beispielsweise die katalytische Verbrennung von Schwachgasen aus Deponien. Da hierfür in den meisten EU-Ländern keine Vorschriften bestehen und keine Investitionen von staatlicher Seite getätigt werden, entsteht den Gastländern kein finanzieller Nachteil, wenn für die Beseitigung dieser Emissionsquellen ERU ausgegeben werden. Voraussichtlich nur sehr geringe Chancen auf eine Genehmigung als JI-Projekt hätten in Westeuropa Maßnahmen, die aus gesetzlichen Gründen durchgeführt werden müssten, in den Ländern aber an anderen Barrieren scheitern. Die Zusätzlichkeit mit dem Mangel an Finanzkraft in einem westeuropäischen JI-Gastgeberland zu begründen, wird einer Prüfung durch die DEHSt nicht standhalten.

Ein grundsätzliches Hindernis für abfallwirtschaftliche JI-Projekte in westeuropäischen Ländern ist, dass keines dieser Länder über ausreichend Emissionsrechte zur Erfüllung der eigenen Emissionsminderungsverpflichtungen verfügt. Die Länder sind daher sehr zurückhaltend bei der Vergabe von Emissionsrechten an ausländische Investoren. Bis Anfang 2009 hat kein westeuropäisches Land – mit Ausnahme von Deutschland – JI-Projekte auf seinem Territorium zugelassen.

2.3.2 Emissionsminderungspotenziale in der Abfallwirtschaft der neuen EU-Mitgliedstaaten nach der Osterweiterung

In den Staaten Osteuropas, die im Zuge der letzten beiden Beitrittsrunden Mitglieder der EU wurden, finden sich grundsätzlich vielfältige Möglichkeiten, um durch technische Maßnahmen in der Abfallwirtschaft Emissionen zu verringern. Die Reduzierung des Großteils dieser Emissionen muss jedoch ohnehin aufgrund der für diese Länder ebenfalls geltenden EU-Deponierichtlinie erfolgen, weshalb die Realisierung entsprechender JI-Projekte am Kriterium Zusätzlichkeit scheitern kann. Ein gewisses Zeitfenster für die Realisierung von JI-Projekten in diesen Ländern entsteht durch die im Zuge der Beitrittsverhandlungen seitens einzelner Länder reklamierten Übergangsregelungen in der Umwelt- und Abfallgesetzgebung, insbesondere bei der Umsetzung der EU-Deponierichtlinie. Für abfallwirtschaftliche JI-Projekte sind die Übergangsfristen aus Tabelle 5 relevant.

Tabelle 5: Übergangsfristen der neuen EU-Mitgliedstaaten bei der Umsetzung der Richtlinien zu Deponien und Verpackungsabfällen

Land	1999/31/EG Deponierichtlinie	RL 94/62/EG Verpackungen und Verpackungsabfälle
Bulgarien	Bis 31.12.2014; Zwischenziele	bis 31.12.2014; Zwischenziele
Estland	bis 16.07.2009; Zwischenziele	-
Malta	-	bis 31.12.2009; Zwischenziele
Polen	bis 01.07.2012; Zwischenziele	
Rumänien	bis 16.07.2017; Zwischenziele	bis 31.12.2011; Zwischenziele

Investoren und Projektentwickler sollten sich vorab über die exakten Vorgaben der EU-Kommission in den länderspezifischen Vereinbarungen zu den aufgezeigten Übergangsfristen informieren.

Tabelle 6: Von den neuen Mitgliedstaaten der EU in Osteuropa gemeldeten Methanemissionen aus Deponien in Mio. tCO₂e pro Jahr (UNFCCC, 2008)

Mitgliedstaat	1990	1994	2000	2003	2006
Bulgarien	10,71	10,11	8,23	7,49	6,85
Kroatien	0,22	0,27	0,39	0,48	0,42
Tschechische Republik	1,66	1,95	2,15	2,24	2,37
Estland	0,61	0,59	0,70	0,63	0,55
Ungarn	2,26	2,48	2,74	2,85	2,90
Lettland	0,28	0,37	0,50	0,49	0,51
Litauen	1,08	1,14	1,07	0,98	0,92
Polen	6,37	6,66	7,08	7,06	6,31
Rumänien	2,39	2,41	4,54	5,14	5,89
Slovakei	0,47	0,58	1,21	1,77	1,76
Slowenien	0,35	0,37	0,44	0,47	0,48

Für abfallwirtschaftliche Projekte in den noch jungen EU-Mitgliedstaaten Osteuropas gibt es im Bereich der Deponieabdichtung oder anlagentechnischen Optimierung von Erfassung und Verbrennung der Methanemissionen durchaus relevante Potenziale, wie Tabelle 6 zeigt.

Um die Zusätzlichkeit solcher von Gesetzes wegen meist vorgeschriebenen Maßnahmen zu belegen und somit die Chancen für eine Genehmigung zu erhöhen, müssen erhebliche Realisierungsbarrie-

ren nachgewiesen werden. Barrieren könnten im Einzelfall beispielsweise in Form nicht darstellbarer Finanzierungen gegeben sein. In solchen Fällen empfiehlt es sich, sehr frühzeitig Kontakt mit der DEHSt aufzunehmen und den konkreten Sachverhalt zu klären.

Folgende Überlegungen werden empfohlen, um die Realisierungschancen eines konkreten abfallwirtschaftlichen JI-Projekts abzuschätzen:

- Werden mit dem JI-Projekt nicht lediglich nationale Vorschriften oder europäische Vorgaben erfüllt, sondern darüber hinausgehende Emissionsminderungen erzielt?
- Besteht evtl. in der Praxis bzw. im Vollzug der Umweltgesetzgebung kein ausreichender Anreiz, die bestehenden Auflagen oder Gesetze umzusetzen?
- Hat das Gastgeberland Übergangsfristen („Grace Periods“) zur Einführung der in der EU-Deponierichtlinie geforderten Standards zuerkannt bekommen?

Allen Mitgliedstaaten der EU ist es grundsätzlich möglich, ein JI-Projekt auf ihrem Territorium nach dem Track-1-Verfahren zu genehmigen, auch wenn das Projekt gerade einmal die Anforderungen der Deponierichtlinie erfüllt.

Eine gute Möglichkeit zur Realisierung von JI-Projekten bieten nach derzeitigem Stand die Sanierung bzw. der Rückbau bereits stillgelegter Deponien. Ein solches Projekt in Ungarn sieht den Bau einer Deponieentgasungsanlage auf einer stillgelegten Deponie vor. Das PDD betont ausdrücklich die Zusätzlichkeit des Vorhabens zu allen nationalen Gesetzen und EU-Regelungen.

2.3.3 Gesamtbetrachtung zukünftiger Emissionsminderungspotenziale in der Abfallwirtschaft der EU-27-Staaten

Die in den Meldungen der EU-Mitgliedstaaten an die UNFCCC enthaltenen Angaben zu Methanemissionen aus bestehenden Deponien repräsentieren lediglich einen Teil der gesamten Minderungspotenziale.

Zusätzliche Minderungspotenziale können erschlossen werden, indem die Vorgaben der EU-Abfallrahmenrichtlinie und der EU-Verpackungsrichtlinie konsequent umgesetzt werden. Für JI-Projekte bieten sich solche Maßnahmen an, die über den gesetzlich geregelten Standard hinausgehen. In diesen könnten zum Beispiel vorgeschriebene Mindestquoten für die stoffliche und energetische Verwertung übertroffen werden.

Eine näherungsweise Abschätzung der dadurch in den 27 EU-Mitgliedstaaten erschließbaren Minderungspotenziale über die größten Abfallströme hinweg zeigt Abbildung 5. Die angegebenen Bandbreiten spiegeln die Ergebnisse von Szenariobetrachtungen zur zukünftigen Entwicklung des Abfallrechts in der EU wider. Berücksichtigt wurden neben Siedlungsabfällen auch Altautos und Bauabfälle.

Nicht berücksichtigt sind in Abbildung 5 Emissionsminderungen, die durch eine klimaverträgliche Deponierung oder Behandlung der trotz Kreislaufwirtschaft verbleibenden Reststoffe noch zusätzlich möglich wären. Orientierende Abschätzungen hierfür lassen sich Abbildung 6 entnehmen.

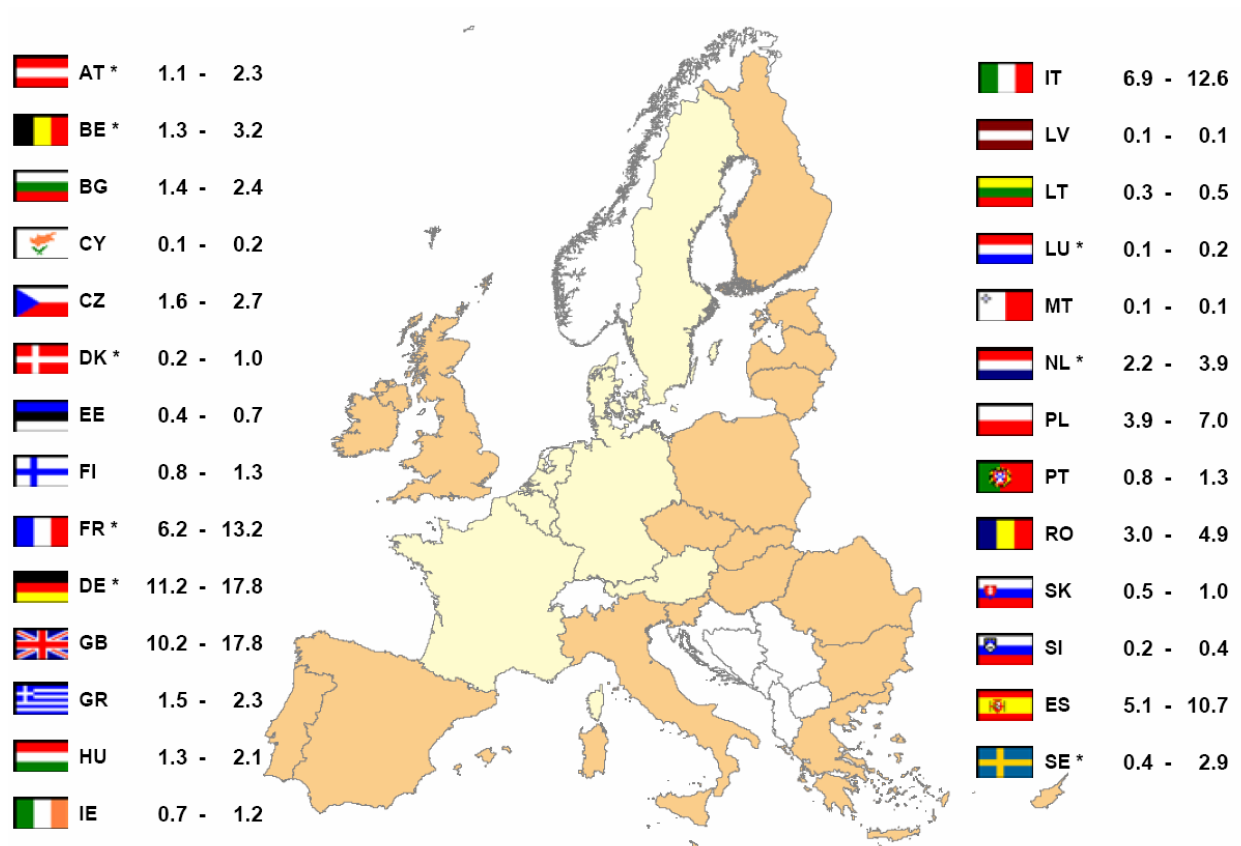


Abbildung 5: Potenziale zur Einsparung von Treibhausgasen (in Mio. tCO₂e), durch stoffliche und energetische Verwertung von Abfällen in den EU-Mitgliedstaaten gegenüber dem Jahr 2004 (Quelle: Prognos, INFU, IFEU, 2008)

Hinweis: Die angegebenen Mengen an Treibhausgasen wären auch nach konsequenter Umstellung auf eine EU-weite Kreislaufwirtschaft noch möglich, und zwar durch eine klimafreundliche Behandlung bzw. Deponierung des Restmülls.

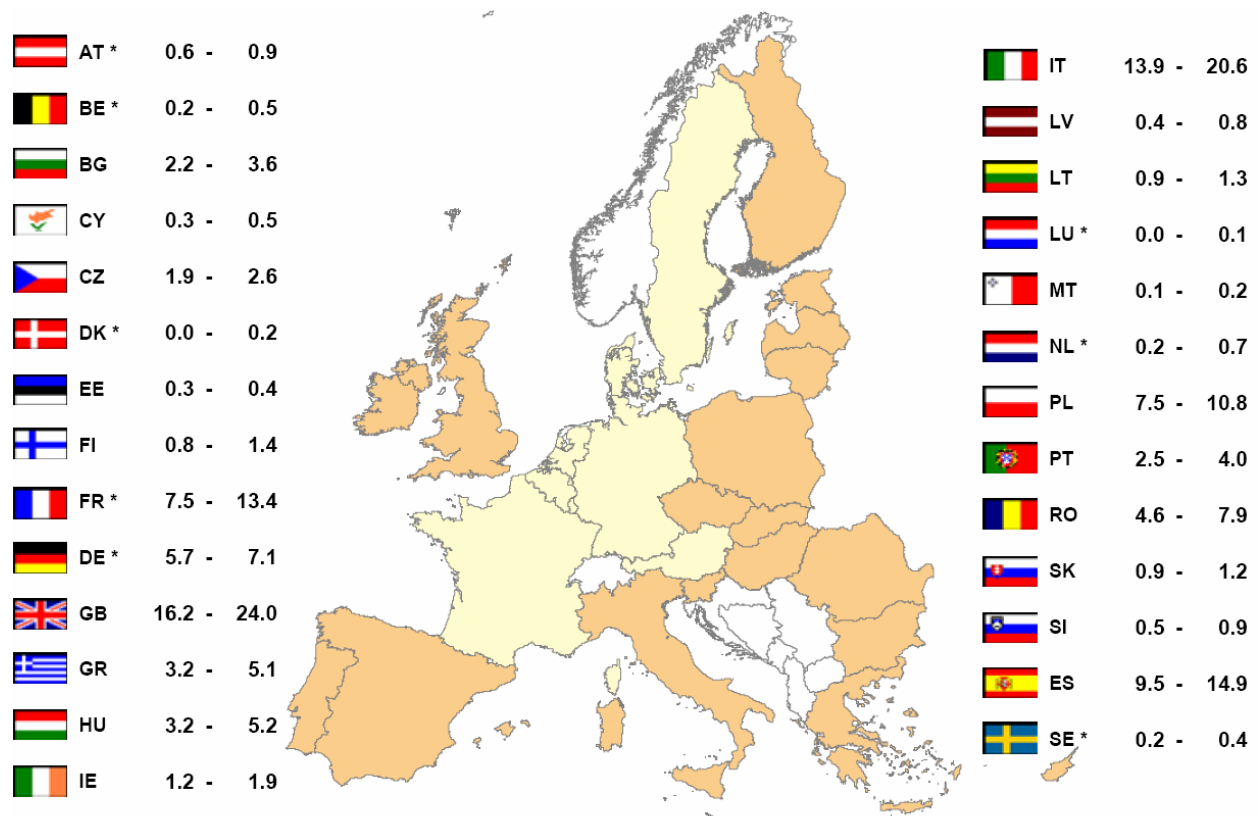


Abbildung 6: Potenziale zur Einsparung von Treibhausgasen (in Mio. tCO₂e) im Bereich der Beseitigung und Behandlung von Restmüll in den EU-Mitgliedstaaten gegenüber dem Jahr 2004 (Quelle: Prognos, INFU, IFEU, 2008)

2.3.4 Relevanz von Stromeinspeiseregulungen für abfallwirtschaftliche JI-Projekte

Wie in den Beschreibungen der Methodiken erläutert, bestehen Projekte zur Abfallbehandlung zunehmend aus einer Kombination von abfall- und energiewirtschaftlichen Maßnahmen. Durch die Erzeugung von Energie in WtE Plants (Waste-to-Energy-Anlagen) wird primär Strom aus fossilen Quellen substituiert. Bei der Entwicklung eines JI-Projekts, in dem eine Stromeinspeisung vorgesehen ist, ist zu berücksichtigen, ob die Politik im jeweiligen Land die Eigenerzeugung und Einspeisung von Strom fördert. Die europäischen Länder fördern die Stromeinspeisung in vielfältiger Form, z. B. durch Einspeiseregulungen, Quotenmodelle, Ausschreibungen, steuerliche Anreize oder Zertifikate. Einen Überblick über bestehende Instrumente zur Förderung der erneuerbaren Energien im EU-Strommarkt gibt Abbildung 7.

Wichtig: Die Übertragbarkeit auf die Energieerzeugung aus Abfall ist nur eingeschränkt gegeben, da sich die bekannten Förderungen überwiegend auf Strom aus erneuerbaren Energien beziehen und damit auf die Auskopplung von Strom aus MVA nicht oder nur eingeschränkt anwendbar sind.

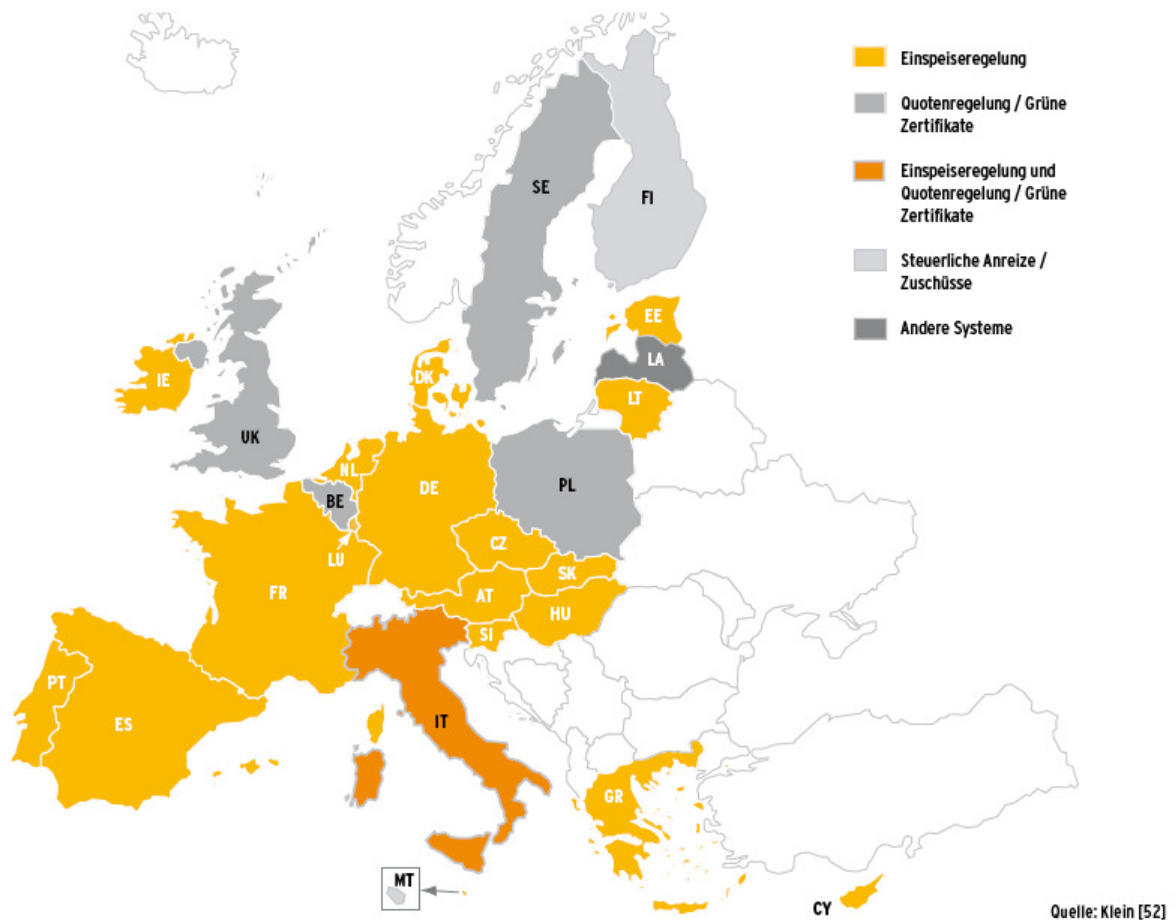


Abbildung 7: Instrumente zur Förderung der erneuerbaren Energien im EU-Strommarkt (Quelle: BMU, 2007)

2.4 Nutzung der Instrumente Programme of Activities (PoA) und Projektbündelung

Weitere projektbasierte Instrumente, mit dem abfallwirtschaftliche Maßnahmen durch die Generierung von handelbaren Emissionsrechten unterstützt werden können, sind die Projektbündelung und insbesondere das Programme of Activities (PoA). Im Rahmen eines PoA können mehrere Projektaktivitäten („CDM Project Activities“ – CPA) als ein einziges CDM-Projekt registriert werden. Nach der Definition des CDM-EB handelt es sich bei einem PoA um eine freiwillige koordinierte Tätigkeit einer Person des privaten oder öffentlichen Rechts, die ein Programm (eine Maßnahme) koordiniert und durchführt, das (die) zu Emissionsreduktionen oder verstärktem Abbau von Treibhausgasen führt.

Es wurde jedoch bei der Ausgestaltung des Instruments PoA explizit ausgeschlossen, dass politische Vorgaben nationaler, regionaler oder lokaler Ebene Gutschriften im Rahmen des CDM generieren dürfen. Der Grund hierfür ist u. a. die Unsicherheit darüber, ob die Minderungserfolge solcher Maßnahmen mit der notwendigen Genauigkeit gemessen werden können. Zudem wäre die Zusätzlichkeit solcher Aktivitäten des Gesetzgebers außerordentlich schwer zu begründen.

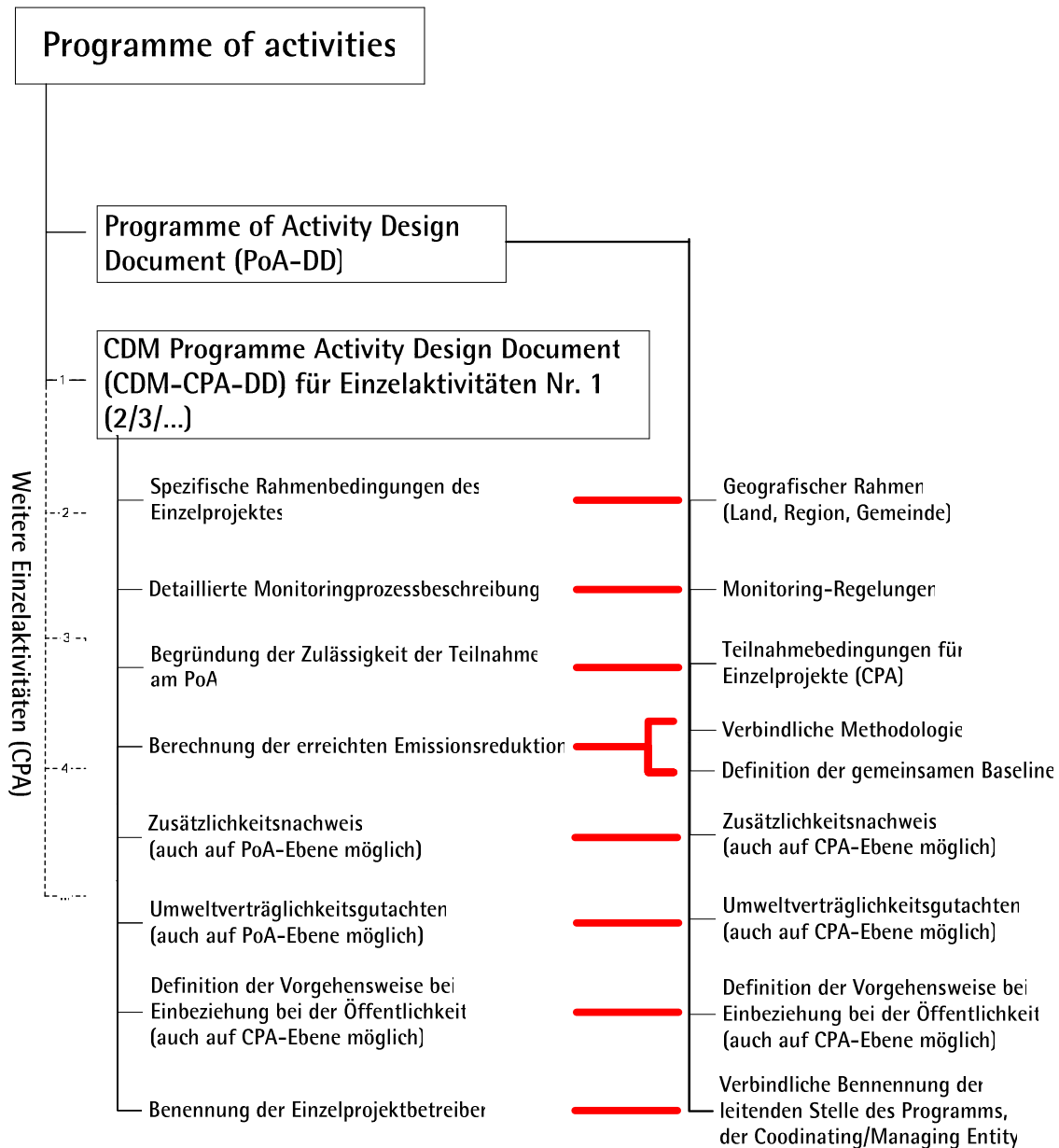


Abbildung 8: Grundstruktur der erforderlichen Zertifizierungsunterlagen in einem Programme of Activities (PoA) – wesentliche Festlegungen und Nachweise im PoA-DD und im CPA-DD

Ein wesentlicher Vorteil eines PoA gegenüber der Registrierung mehrerer Projektaktivitäten als individuelle CDM-Projekte liegt für Investoren und Projektentwickler darin, dass für die Registrierung eines PoA-Design Documents (PoA-DD) verschiedene Parameter noch offengelassen werden können. Zur Registrierung sind insbesondere die Zielregion sowie die zentrale „Managing Entity“, eine Koordinierungsstelle für die einzelnen Projektaktivitäten, festzulegen. Die Managing Entity übernimmt die gesamte Kommunikation mit dem CDM Executive Board. Abbildung 8 illustriert, welche Festlegungen und Nachweise innerhalb eines PoA-DD und welche zu einem späteren Zeitpunkt innerhalb der unter dem PoA-DD subsumierten Design Documents der einzelnen CPA zu treffen bzw. zu erbringen sind.

Die Registrierungsvorschriften für die einzelnen Partikularprojekte sind gegenüber der Registrierung mehrerer Einzelaktivitäten vereinfacht. Für ein einzelnes Projekt innerhalb eines PoA bedeutet das insbesondere eine erhebliche Reduzierung der Transaktionskosten.

Im Sektor Abfall sind derzeit noch keine registrierten PoA bekannt. Denkbare Anwendungen für PoA im Rahmen der derzeit existierenden Methodiken im Abfallsektor wären beispielsweise

- Deponieentgasungsanlagen mit verhältnismäßig geringen Volumenströmen,
- Kleinstvergärungsanlagen, die mit – separat gesammelten – organischen Abfällen versorgt werden,
- ein Netzwerk an Ersatzbrennstoffproduktionsstätten, das einen gemeinsamen Abnehmerkreis versorgt oder
- grundsätzlich jedes replizierbare Einzelprojekt, dessen Klimawirkung zwar relevant ist, das allerdings allein nicht genug Reduktionen bewirken kann, um die Registrierungsprozedur wirtschaftlich tragfähig zu machen.

Es bleibt abzuwarten, welche Bedeutung den PoA in Zukunft im Bereich der Abfallwirtschaft zukommen wird.

Das PoA Support Center Germany – Umsetzungs- und Implementierungshilfen

Zur Unterstützung von Projektentwicklern gründete die Kreditanstalt für Wiederaufbau (KfW) mit Unterstützung des BMU im Jahr 2008 das „PoA Support Center Germany“ (PSCG).

Die Unterstützung durch das Center beruht im Wesentlichen auf vier Säulen:

- Informationsverbreitung über die Potenziale und Möglichkeiten, die das Instrument PoA bietet
- Entwicklung konkreter umsetzbarer Konzepte für PoA-Vorschläge
- Beratung bei Implementierung und Betrieb
- Beratung bei der Vermarktung der Emissionsrechte

Auf diese Weise sollen Barrieren bei der Umsetzung von PoA beseitigt, eine zentrale Anlaufstelle zur Entwicklung von PoA geschaffen, Unsicherheiten in der Umsetzung durch forcierte Informationsverbreitung ausgeräumt und durch eine Unterstützung in allen Phasen der Projekte die Betriebs- und Finanzierungsrisiken reduziert werden.

Das PSCG unterstützt Projektentwickler, indem es folgende Arbeiten bzw. Realisierungselemente ganz oder teilweise übernimmt:

Phase I:

- Schritt 0: Identifikation von PoA-Potenzial und Umsetzungsmöglichkeiten
- Schritt 1: Begründung einer partnerschaftlichen Zusammenarbeit mit potenziellen Projektbetreibern in Form eines Memorandum of Understanding (MoU)

Phase II:

- Schritt 2: Entwicklung der PIN in Zusammenarbeit mit den PoA-Betreibern
- Schritt 3: beidseitige Einverständniserklärung zur Fortsetzung des Projekts

Phase III (optional):

- Schritt4: Weiterentwicklung und Ausarbeitung der CDM-Dokumentation

Phase IV (optional):

- Schritt 5: Unterstützung der PoA-Implementierung und der Vermarktung der Emissionsrechte

Für Kleinstprojekte besteht neben dem Instrument PoA auch die Option, nach festgelegten Regeln mehrere Projekte zu bündeln und als ein einziges CDM-Projekt einzureichen. Dies gilt ebenso für alle weiteren Phasen in einem CDM-Projektzyklus bis hin zur Zertifizierung des Projekts. Das sogenannte Debundling von Projekten, d. h. die Zerlegung von Großprojekten in mehrere kleinere Projekte, um von den vereinfachten Genehmigungsprozessen zu profitieren, ist dagegen nicht erlaubt. Einen Vergleich der Bündelung von Einzelprojekten mit dem Konzept der PoA zeigt Tabelle 7.

Tabelle 7: Bündelung im Vergleich zum Programme of Activities (Quelle: DEHSt, 2008)

	Programme of Activities	Bündelung
Standorte	Die genauen Standorte der Projektaktivitäten sind nicht in jedem Fall im Voraus bekannt.	Vorab-Festlegung der genauen Standorte erforderlich.
Projektaktivitäten	Die CDM-Projektaktivität stellt die Summe aller Einzelaktivitäten im Rahmen des Programms dar. Bei der Einreichung sind nur die Zielaktivitäten festgelegt, während die tatsächlichen Aktivitäten erst bei der Verifizierung bestätigt werden.	Jede Aktivität im Bündel stellt eine separate CDM-Projektaktivität dar.
Projektbeteiligte	Nur die Rechtsperson, die das Programm durchführt, repräsentiert die Projektaktivität als CDM-Projektteilnehmer, nicht jedoch die einzelnen vom Projekt Betroffenen.	Jede einzelne Aktivität wird durch einen CDM-Projektteilnehmer repräsentiert.
Methodiken	Alle in einem PoA zusammengefassten Projektaktivitäten (CPAs) müssen auf Basis derselben Methodik(n) zugelassen werden.	Die CDM-Projektaktivität im Bündel können auf Basis unterschiedlicher Methodiken zugelassen werden.

Eine ausführliche Erläuterung der Instrumente PoA und Bündelung findet sich in einer Veröffentlichung der KfW (PoA BLUEPRINT BOOK: Guidebook for PoA coordinators under CDM/JI. Frankfurt a. M., 2009).

3 Methodiken und weitere Regelungen für abfallwirtschaftliche CDM-Projekte

In diesem Kapitel werden die seitens der UNFCCC genehmigten Methoden, ihre praktische Anwendbarkeit sowie die Bedeutung für die Abfallwirtschaft vorgestellt. Da sämtliche der bereits genehmigten Methoden für den CDM zugelassen sind, konzentrieren sich die nachfolgenden Ausführungen auf den CDM. Bei JI-Projekten sind diese Methodiken im Fall von Track 2 verpflichtend anzuwenden, bei Track 2 sind sie fakultativ anwendbar (siehe Tabelle 3 – Sparte: Methodiken).

3.1 Projekttypen

Grundsätzlich können für den Abfallsektor derzeit zwei Projekttypen unterschieden werden:

- (a.) Der erste Projekttyp verhindert THG-Emissionen durch Fassung und Behandlung von Methan aus Siedlungsabfalldeponien oder anderen unkontrollierten Ablagerungen organischer landwirtschaftlicher oder industrieller Abfälle.
- (b.) Der zweite Projekttyp vermeidet die Entstehung des Methans bereits an der Quelle, d. h. der unkontrollierte anaerobe Abbau wird verhindert und der Abfall einer alternativen Behandlung zugeführt.

Beiden Projekttypen im Abfallbereich kann zusätzlich noch eine Energieerzeugungskomponente zugefügt werden, falls das Projekt auch zum Ersatz fossiler Energiequellen beiträgt, u. a. durch die Nutzung von Deponiegas, Biogas oder der Verbrennungswärme aus der Müllverbrennung.

Die methodischen Konzepte der zwei oben genannten Projekttypen sind im Vergleich klar abgrenzbar. Im Fall der Fassung und Behandlung bereits entstandenen Methans ergibt sich die erzielte Emissionsreduktion aus der tatsächlich behandelten Methanmenge wie folgt:

$$ER_y = (MD_{project,y} - MD_{reg,y}) \times GWP_{CH_4} - PE_y$$

Emissionsreduktion im Jahr y = im Projekt behandeltes/unschädlich gemachtes Methan - ohnehin aufgrund geltender Regelungen zu behandelndes Methan × Treibhauspotenzial von Methan - Emissionen aus der Projektaktivität

Im Fall der vorsorgenden Vermeidung von Methanemissionen aus organischen Abfällen sind die Emissionsreduktionen wie folgt abzuschätzen:

$$ER_y = (BE_{CH_4,SWDS,y} - MD_{reg,y}) \times GWP_{CH_4} - PE_y - L_y$$

Emissionsreduktion im Jahr y = jährliches Methanemissionspotenzial des Abfalls (bei Ablagerung auf der Deponie) - ohnehin aufgrund geltender Regelungen zu behandelndes Methan × Treibhauspotenzial von Methan - Emissionen aus der Projektaktivität - verlagerte Emissionen (Leakage)

Für dieses Projektszenario muss unter Umständen eine Verlagerung von Emissionen berücksichtigt werden. Eine solche Verlagerung außerhalb der Projektgrenzen kann beispielsweise dann stattfinden, wenn zusätzliche Transporte erforderlich werden oder wenn bei der Endnutzung von Ersatzbrennstoffen (EBS) oder stabilisierter Biomasse weitere THG-Emissionen auftreten.

3.2 Bestehendes CDM-Regelwerk im Bereich der Abfallwirtschaft

Für die Abfallwirtschaft sind das „Tool zur Bestimmung von vermiedenen Methanemissionen aus der Deponierung von Abfällen“, das „Tool zur Berechnung der Projektemissionen aus dem Abfackeln von methanhaltigen Gasen“ sowie die fünf derzeit genehmigten Methodiken von besonderer Bedeutung. Diese werden im Folgenden erläutert, wobei besonders auf die Bedeutung für die Umsetzung in der Praxis eingegangen wird.⁵

3.2.1 Darstellung des „Tools zur Bestimmung von vermiedenen Methanemissionen aus der Deponierung von Abfällen“

Das „Deponierungstool“ wurde im September 2006 in Kraft gesetzt und definiert seitdem ein einheitliches Verfahren zur Bestimmung von Referenzfallemissionen aus der Ablagerung organischer Abfälle. Ein solches Referenzfallszenario taucht bei einer Vielzahl von Projekttypen auf; seine Berechnungsformeln basieren auf dem First-Order-Decay-Modell (FOD-Modell; siehe auch Anhang IV: Deponiegasentwicklungsprognosen als Grundlage für CDM-Projekte im Bereich der Abfallbehandlung).

Berechnungsschritte gemäß dem Deponierungstool

Zur Berechnung der Referenzfallemissionen aus deponierten organischen Abfällen muss wie folgt vorgegangen werden:

- Für die Bestimmung der Abbaueigenschaften des Abfalls muss der Abfall entsprechend den in der Methodik vorgegebenen Kategorien eingeordnet werden: Es wird unterschieden nach organischen, abbaubaren Abfallkategorien wie Holz/Holzprodukte, Papier/Pappe, Küchen-/Speise-/Getränke/Tabakabfälle, Textilien, Garten- und Parkabfälle. Falls eine solche Zuordnung nicht eindeutig möglich ist, müssen Projektentwickler eine ähnliche Kategorie wählen, die zu einer konservativen Abschätzung führt. Die Vorschrift bedingt, dass bei gemischten Abfällen die Zusammensetzung bekannt ist. Grundsätzlich bieten die Richtlinien des **Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)** aus dem Jahr 2006 Standardabfallzusammensetzungen für Hausmüll aus verschiedenen Regionen an, die zumindest für eine Prognose verwendet werden können. (Zu Prognosen siehe auch Beispiel 3: Falsch gerechnet.)
- Die Abbaubewerte werden – neben der Abfallart – auch von den klimatischen Verhältnissen bestimmt. Das Tool unterscheidet dabei zwischen nördlichen/gemäßigten Klimazonen und tropischen Klimazonen und dort jeweils zwischen trockenen und nassen Klimata. Die entsprechenden Kennwerte müssen anhand langjähriger Wetteraufzeichnungen für den Projektstandort ermittelt werden.
- Zusätzlich müssen Informationen zur Deponie vorliegen, die die Ermittlung des „Methankorrekturfaktors“ (*Methane Correction Factor* – MCF) erlauben. Mit diesem Faktor wird berücksichtigt, dass unkontrollierte Müllkippen ohne geordneten Betrieb deutlich weniger Methan freisetzen als Deponien mit geordnetem Betrieb, da im ersten Fall erhebliche Mengen der organischen Abfälle in den oberen Schichten aerob abgebaut werden. Der Wert für den MCF darf mit 1 angenommen werden, falls die Deponie einen geordneten Einbaubetrieb aufweist und wenigstens über eine Abdeckung oder eine mechanische Verdichtung

oder eine Einebnung des Abfalls verfügt. Im schlechtesten Fall, bei einer unkontrollierten Müllkippe mit einer Einbautiefe von weniger als fünf Metern, muss ein MCF von 0,4 verwendet werden.

- Die weiteren Faktoren, die in das Berechnungsmodell einfließen, sind im Tool verbindlich festgelegt.
- Alle oben genannten Parameter werden vorab bei der Registrierung des Projekts festgelegt und dann in der gesamten Anrechnungsperiode verwendet. Die einzigen Größen, die entsprechend dem Tool im Projektverlauf ermittelt werden müssen, sind die Abfallmenge, die ohne das CDM-Projekt deponiert worden wäre, sowie bei gemischten Abfällen eine Aufschlüsselung der Gesamtmenge nach Abfallkategorien/-arten. Hierzu fordert das Tool eine „statistisch signifikante“ Probenahmemenge und -häufigkeit mit einer maximalen Unsicherheit von 20 % auf 95 % Vertrauensniveau.

Anwendung des Deponierungstools für abfallwirtschaftliche Projekte

Bei Deponiegasprojekten (Erfassung und Abfackelung des Methans aus einem Deponiekörper):

Hierbei wird das Tool lediglich verwendet, um vorab die erzielbaren Emissionsreduktionen abzuschätzen. Bei der Verwendung des Tools für die Vorababschätzung kann weitgehend auf Standardwerte, auch für die Zusammensetzung von gemischtem Hausmüll, zurückgegriffen werden. Lediglich die deponierten Mengen und das Deponierungsjahr müssen bekannt sein bzw. vorab geschätzt werden, falls die Deponie über den Projektbeginn hinaus verfüllt wird. Es ist allerdings zu beachten, dass das Tool offensichtlich nicht immer eine zutreffende Schätzung der zu erwartenden Emissionsreduktionen liefert, da die lokalen Gegebenheiten deutlich von den verwendeten Standardwerten abweichen. Die meisten Deponiegasprojekte liefern bislang weitaus weniger CER als erwartet. Die real erfassten Mengen liegen laut IGES-Datenbank zwischen 7 und 117 % des Prognoseergebnisses. Diese zum Teil erheblichen Abweichungen von den prognostizierten Werten können verschiedenste Ursachen haben. Ein Grund kann in der fehlenden Kenntnis des tatsächlichen Emissionspotenzials in der vorhandenen Deponie liegen (vgl. Anhang IV). Projektentwicklern wird daher dringend geraten, die Deponiegasprognose möglichst konservativ anzusetzen (beispielsweise über einen Korrekturfaktor von 0,5) sowie vor Ort reale Daten zu erheben (vgl. Beispiel 1, Beispiel 4 und Beispiel 8).

Bei Projekten zur Abfallbehandlung:

Hierbei dient das Tool zur Ermittlung der Referenzfallemissionen. In diesem Fall sind Menge und Zusammensetzung der Abfälle im Projektverlauf mittels Beprobungen zu bestimmen. Weiterhin ist zu beachten, dass das Tool die Methanemissionen aus dem Abfall über den Zeitverlauf berechnet. Dies bedeutet, dass im Referenzfallszenario immer nur der Anteil des Methanpotenzials im Abfall berücksichtigt wird, der auch im Berechnungsjahr auf der Deponie um- und freigesetzt worden wäre. In der Praxis führt dies dazu, dass der durch das Projekt erzielte Behandlungserfolg, d. h. die Elimination des Methanpotenzials, nur über mehrere Jahre hinweg dem Projekt als Emissionsreduktion gutgeschrieben wird, und dies auch nur innerhalb der gewählten Kreditierungsperiode. Dem Prognosemodell nach vermiedene Emissionen, die nach Ablauf der Kreditierungsperiode freigesetzt worden wären, kann sich der Antragsteller somit nicht gutschreiben lassen. Nachfolgende Abbildung 9 veranschaulicht dies für ein Projektbeispiel mit einer Behandlungskapazität von

⁵ Alle folgenden Darstellungen beziehen sich auf die im November 2008 gültigen Fassungen der Methodiken.

180.000 t/a Hausmüll, wobei der Abfall im Referenzfall auf einer Deponie ohne Gasfassung deponiert worden wäre.

Beispiel 3: Falsch gerechnet

In der Maghrebregion wollte eine Stadtverwaltung die Abfallentsorgung der Stadt voranbringen. Laut eigener Müllanalyse produzierten die Bewohner der Stadt 5 kg Abfall pro Einwohner und Tag, davon 80 % stark organikhaltige Abfälle. Auf dieser Basis errechnete ein unabhängiger Gutachter ein Biogaspotenzial von 8–10 MW für die Errichtung einer anaeroben Behandlungsstufe.

Ein Anlagenbauer ging in die Konzeptionsphase.

Aber:

Die Deponie, die für den Referenzfall herangezogen wurde, lag direkt an bzw. in einem örtlichen Fließgewässer. Der Müll wurde an der Abbruchkante in den Fluss verkippt. Das heißt, die für den Referenzfall angenommene Deponie wurde regelmäßig vom Fluss hinweggeschwemmt, sodass es im eigentlichen Sinne keine Deponie als Referenzszenario gab, die Methan emittierte.

Zudem waren sowohl die angegebene Abfallzusammensetzung als auch die Menge fehlerhaft berechnet worden. Hausmüll und Bauschuttmengen waren summiert und eine Abfallzusammensetzung eines anderen Ortes auf diese Abfallmengen übertragen worden. Dies führte zu einem angenommenen hohen Organikanteil, den es so in der Realität in dieser Stadt nicht gab.

Das auf den falschen Annahmen berechnete Konzept wurde dann von einer Prüfstelle bewertet, die korrekterweise feststellte, dass die Berechnungen zu einem überhöhten Biogaspotenzial führten, das es faktisch gar nicht gab. Die falschen Annahmen hätten somit beinahe zum Bau einer im konkreten Fall nicht besonders sinnvollen Behandlungsanlage (Biogasanlage) geführt.

Gegen diesen Ansatz übten und üben noch immer Abfall Experten deutliche Kritik, da so die weitreichende Umweltwirkung einer vorgeschalteten Abfallbehandlung nur unzureichend gewürdigt wird. Eine solche Behandlung ist im Vergleich zur Deponierung in jedem Fall mit höheren Kosten verbunden, denen keine höheren Einnahmen aus dem CDM gegenüberstehen. Falls der Abfall im Projekt deponiert und das entstehende Deponiegas gefasst und behandelt würde, könnten annähernd die gleichen Emissionsreduktionen erzielt werden, jedoch im Regelfall zu geringeren Kosten. Daraus entsteht ein ökonomischer Vorteil für Deponiegasprojekte. In der Praxis hat dies dazu geführt, dass zwar zahlreiche Deponiegasprojekte als CDM-Vorhaben umgesetzt wurden, jedoch kaum Projekte zur Abfallbehandlung.

Aus ökologischer Sicht ist diese Entwicklung fraglich, da die Ablagerung von Abfällen auch in geordneten Deponien mit einer Fassung und Behandlung der Emissionen immer langfristige Umweltrisiken und -auswirkungen mit sich bringt. Eine vorgeschaltete Behandlung ist in jedem Fall vorzuziehen. Vor diesem Hintergrund gab es mehrere Versuche, alternative Berechnungsverfahren zu etablieren, die zu günstigeren Ergebnissen führen.

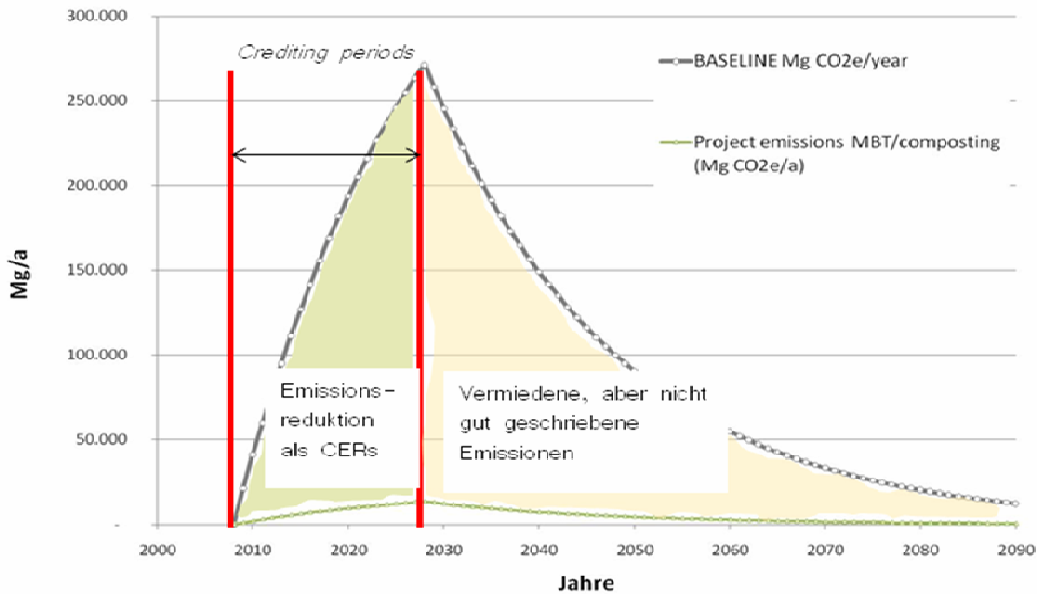


Abbildung 9: Erzielte und gutgeschriebene Emissions-reduktionen bei einer Abfallbehandlung (Projektbeispiel mit einer Behandlungskapazität von 180.000 t/a)

Sämtliche dieser Alternativen wurden bisher abgelehnt. Auf seiner 22. Sitzung hat das CDM-EB erklärt, dass die Verwendung des FOD-Modells für Projekte dieser Art zwingend anzuwenden sei. Diese Auffassung ist seitdem wiederholt bekräftigt worden. Vor diesem Hintergrund erscheint eine Änderung des Anrechnungsverfahrens z. B. in Richtung einer im Referenzfall vollständigen Anrechnung des Behandlungserfolgs (reduziertes Methanpotenzial) im Behandlungsjahr als unrealistisch.

3.2.2 Darstellung des „Tools zur Berechnung der Projektemissionen aus dem Abfackeln von methanhaltigen Gasen“

Für Deponiegasprojekte, die keine energetische Nutzung des Deponiegases vorsehen, stellt die Deponiegasfackel die technische Hauptkomponente dar. Obwohl die Abfackelung an sich keine komplizierte Technik beinhaltet, hat die Verbrennung viele Fragen bei der praktischen Umsetzung im CDM aufgeworfen – insbesondere zur Bestimmung des Fackelwirkungsgrads und dessen Monitoring (vgl. Beispiel 4 und Hinweis 4).

Im Dezember 2006 hat das CDM-EB nach langen Fachdiskussionen das „Tool to determine project emissions from flaring gases containing methane“ in Kraft gesetzt, das genaue Vorgaben zur Bestimmung des Fackelwirkungsgrads über Standardwerte und korrelierende Parameter wie Verbrennungsparameter enthält. Das Fackeltool erkennt grundsätzlich an, dass die Messung des Fackelwirkungsgrads über punktuelle Messungen mit Sicherheitsrisiken verbunden sein kann, und erlaubt aus diesem Grund unter bestimmten Voraussetzungen, einen Standardwert zu verwenden.

Generell unterscheidet das Tool zwei unterschiedliche Fackelbauweisen: geschlossene und offene Fackeln. Dabei stellen geschlossene Fackeln das besser kontrollierbare System in Hinblick auf die Verbrennung dar, sind im Regelfall messtechnisch besser ausgerüstet und in den Industrieländern Stand der Technik.

Beispiel 4: Ein brasilianisches Deponiegasprojekt

Erfahrungen aus der Praxis zeigen, dass auch nach erfolgreich absolvierter Validierung und Genehmigung sowie Errichtung der Anlage noch aufmerksames Überwachen geboten ist. Das penible Einhalten aller angekündigten Monitoringelemente des PDD ist unbedingt erforderlich, wie das Beispiel eines Deponiegasprojekts in Brasilien zeigt:

Der Methangehalt in der Abluft der Deponiegasfackel musste, der Methodik entsprechend, gemessen werden. Diese Messung ist kompliziert und teuer. In Südamerika hatten die Betreiber große Schwierigkeiten, ein dazu befähigtes Labor zu finden. Nachdem letztendlich ein Labor gefunden wurde, führte dieses eine einmalige Messkampagne durch, die nachwies, dass an der Hochtemperaturfackel kein Methanschleupf nachweisbar war. Daraufhin wurde auf eine weitere Überwachung verzichtet.

Das PDD sah jedoch vor, dass eine kontinuierliche Überwachung auf Basis des validierten Monitoringplans zu erfolgen hatte. Der Zertifizierer notierte deshalb, dass dieser Punkt nicht eingehalten wurde. Dies hatte zur Folge, dass sämtliche CER des Zeitraums, in dem keine Überwachung stattfand, restlos gestrichen wurden. Für den Investor war dies ein wirtschaftliches Desaster.

Fazit 1:

Was im Monitoringplan steht, muss technisch, logistisch und wirtschaftlich durchführbar sein. Beim Schreiben des PDD ist ständig mit den technischen Planern Rücksprache zu halten. Vorsicht vor Sätzen wie „... wird gemäß Methodik durchgeführt“! Vielmehr sollte vorab eine genaue Vorstellung bestehen, wie diese Messung gemäß Methodik und mit welcher Technologie sie durchgeführt werden kann. Um die Möglichkeit zu erhalten, die Messung auch anders vorzunehmen, sollte ins PDD unbedingt ein ergänzender Satz aufgenommen werden, der anmerkt, dass die Messung auch noch nach Beginn des Projekts in Absprache mit dem Zertifizierer weiter optimiert werden kann.

Fazit 2:

Was einmal im validierten Monitoringplan festgeschrieben steht, muss unbedingt eingehalten werden, um CER zu erhalten. Eindeutige Messvorschriften können gegebenenfalls in Absprache mit dem Zertifizierer abgewandelt werden, allerdings nur vorab, nicht erst nach Realisierung des Projekts.

Sorgfältiges Arbeiten in der Konzeptionsphase ist zwingend geboten. Zudem ist auf eine gute Schulung des Personals der Anlage Wert zu legen, da die Anlagenführung und auch die Bedienung von Instrumenten, die für das Monitoring wichtig sind, fachgerecht erfolgen müssen.

Das Tool erkennt grundsätzlich an, dass der Wirkungsgrad offener Fackeln nicht zuverlässig messtechnisch bestimmt werden kann. Daher darf hier ein Standardwert für die Verbrennungseffizienz von 50 % angewendet werden, wenn nachgewiesen werden kann, dass die Fackel in Betrieb war. Dies kann z. B. über einen kontinuierlich betriebenen elektronischen Flammendetektor erfolgen. Falls der Betrieb der Fackel nicht nachgewiesen werden kann, muss für diesen Zeitraum eine Verbrennungseffizienz von 0 % angesetzt werden.

Für geschlossene Fackelbauweisen werden zwei Optionen geboten:

- a) Die Anwendung eines Standardwerts von 90 % für den Fackelwirkungsgrad

Dafür ist durch ein kontinuierliches Monitoring die Einhaltung der Herstellerbetriebspezifikationen der Fackel nachzuweisen, z. B. Temperatur, Volumenstrom des Gases etc. Falls in bestimmten Betriebsstunden einer der Parameter außerhalb der Herstellerbetriebspezifikationen und die Fackeltemperatur gleichzeitig für mindestens 40 Minuten über 500 °C lag,

wird der Standardwert für diese Stunde auf 50 % herabgesetzt. Ist die Fackeltemperatur für mehr als 20 Minuten unter 500 °C gesunken, ist ein Fackelwirkungsgrad von 0 % anzunehmen.

- b) Die kontinuierliche Messung des Wirkungsgrads bzw. der Verbrennungseffizienz bzgl. Methan

Um nachweisen, dass die geschlossene Fackel tatsächlich in Betrieb war, muss die Temperatur ihres Abgases gemessen werden. Falls für eine bestimmte Betriebsstunde kein Datensatz der Temperaturmessung vorhanden war oder die Temperatur unter 500 °C lag, muss der Standardwert für die Fackelwirkungsgrad von 0 % angewendet werden.

Das Fackeltool gliedert sich in sieben Schritte, wobei die Schritt 3 und 4 nur bei geschlossenen Fackeln Anwendung finden.

Schritt 1: Bestimmung des Massenstroms des abzufackelnden Gases

Schritt 2: Bestimmung der Massenanteile von Kohlenstoff, Wasserstoff, Sauerstoff und Stickstoff im abzufackelnden Gas

Schritt 3: Bestimmung des Volumenstroms des Fackelabgases bezogen auf trockenes Gas

Schritt 4: Bestimmung des Methanmassenstroms des Fackelabgases bezogen auf trockenes Gas

Schritt 5: Bestimmung des Methanmassenstroms des abzufackelnden Gases bezogen auf trockenes Gas

Schritt 6: Bestimmung des stündlichen Fackelwirkungsgrads

Schritt 7: Berechnung der jährlichen Projektemissionen aufgrund Abfackelns durch stündlich gemessene Werte oder Standard-Fackelwirkungsgrade

Zu Schritt 2 existiert ein vereinfachtes Verfahren, nach dem lediglich der Volumenanteil von Methan gemessen werden muss. Hierbei darf angenommen werden, dass der Rest des Gases vollständig als Stickstoff vorliegt. Eine Begründung für dieses Vorgehen liefert das Tool nicht. Sachlich erscheint dieses Vorgehen wenig angemessen, da Deponie- und Biogas im Wesentlichen aus Methan und CO₂ bestehen, während Stickstoff höchstens in Spuren vorliegt. Da das entstehende biogene CO₂ jedoch als klimaneutral anzusehen ist und für atmosphärischen Stickstoff dasselbe gilt, hat diese Vereinfachung keinen Einfluss auf das Reduktionsergebnis.

Zur Berechnung der Emissionen gemäß Fackeltool im Monitoring werden folgende Parameter benötigt und überwacht:

- der stündliche Volumenanteil von CH₄, CO, CO₂, O₂, H₂ und N₂ im zu zerstörenden Gas (beim vereinfachten Ansatz nur CH₄),
- der stündliche, trockene Volumenstrom des zu zerstörenden Gases bei Normbedingungen (101,325 kPa und 273,15 K),
- die kontinuierliche Messung der Fackeltemperatur.

Falls bei geschlossenen Fackeln der Fackelwirkungsgrad messtechnisch bestimmt wird, sind zusätzlich folgende Parameter erforderlich:

- die stündliche Methankonzentration im Abgas der Fackel auf Trockenbasis bei Normalbedingungen,
- die stündliche Sauerstoffkonzentration im Abgas der Fackel auf Trockenbasis bei Normalbedingungen.

Falls bei geschlossenen Fackeln ein Standardwert verwendet wird oder die Fackel offen ausgeführt ist, sind darüber hinaus alle Herstellerbetriebspezifikationen zu überwachen.

Aus dieser Aufstellung geht hervor, dass vor allem dann ein erheblicher Messaufwand entsteht, wenn keine Standardwerte für den Fackelwirkungsgrad verwendet werden. Die festgelegten Standardwerte für geschlossene Fackeln erscheinen aus technischer Sicht sehr konservativ.

3.2.3 Methodik für Großprojekte zur Deponiegasfassung (ACM001)

Die Methodik ACM0001 („Konsolidierte Referenzfall- und Überwachungsmethode für Deponiegasprojekte“/„Approved consolidated baseline and monitoring methodology for landfill gas project activities“) umfasst Projekte, die methanhaltiges Deponiegas auf der Deponie fassen und abfackeln, zur Erzeugung von Elektrizität oder Wärme nutzen oder aufbereitet in ein Erdgasnetz einspeisen.

Die ACM0001 ist anwendbar, wenn das Deponiegas aus einer Abfallablagerung im Referenzfall-szenario vollständig oder teilweise in die Atmosphäre emittiert worden wäre. Zudem ist es möglich, aus dem Deponiegas erzeugte Energie als Emissionsreduktion geltend zu machen, soweit diese fossil bereitgestellte Wärmeenergie oder elektrische Energie ersetzt.

Projekte unter der ACM0001

Unter der ACM0001 waren Ende 2008 73 Projekte registriert, wobei 23 Projekte (32 %) das Gas lediglich abfackeln, ohne es für weitere Zwecke zu nutzen. Neben den bereits registrierten Projekten haben sieben weitere (drei in China, jeweils eines in Brasilien, Mexiko, auf den Philippinen und in Vietnam) ihre Unterlagen zur Registrierung eingereicht, weitere 123 Vorhaben befinden sich aktuell im Validierungsprozess, vgl. auch Abbildung 10.

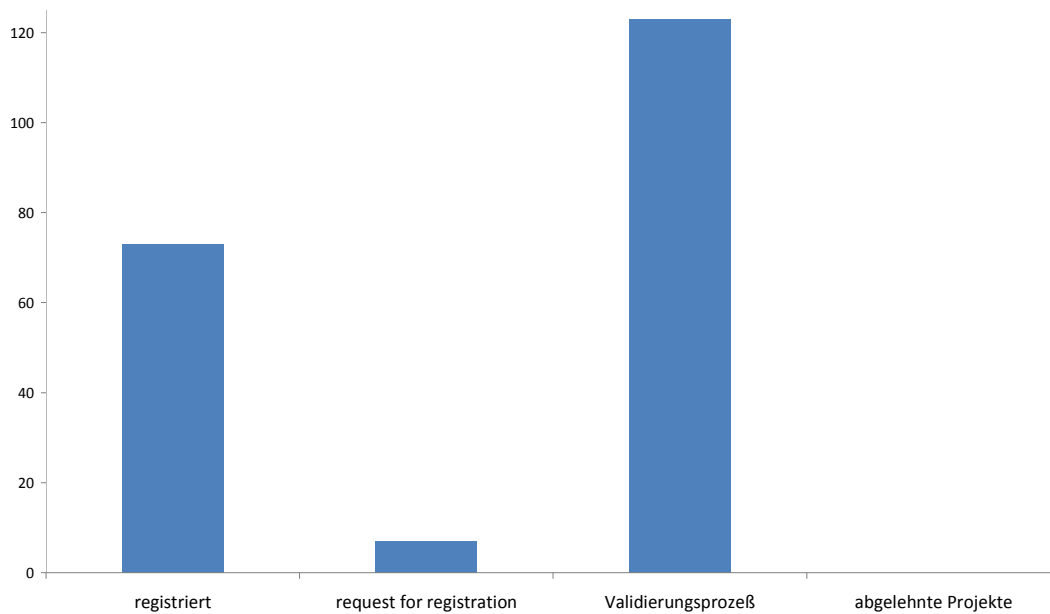


Abbildung 10: Anzahl und Status der Projekte unter ACM001 (Stand: November 2008)

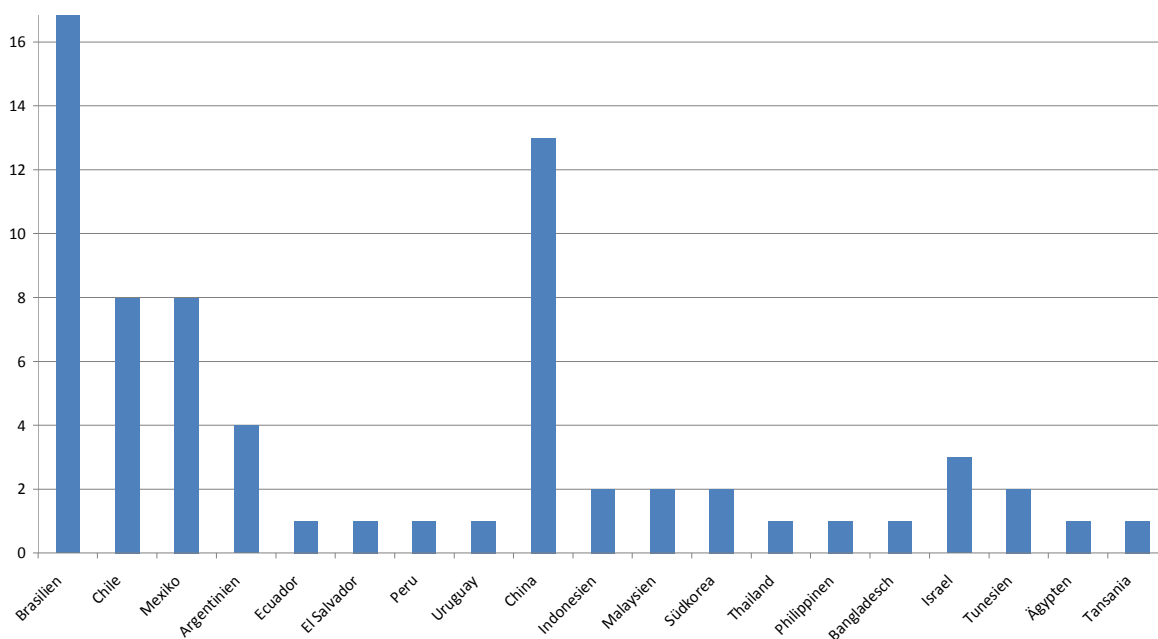


Abbildung 11: Geographische Verteilung der unter ACM001 registrierten Projekte (Stand: November 2008)

Bei Vergleich der Menge der tatsächlich ausgestellten CER mit den zu erwarteten Mengen gemäß PDD ist eine erhebliche Minderleistung der Projekte festzustellen. Bisher hat noch kein Projekt die prognostizierte Menge CER in vollem Umfang erzielen können. Die höchste Ausstellungsrate, berechnet als tatsächlich ausgestellte CER pro Jahr im Vergleich zu erwarteten, liegt derzeit bei 96,2 %, während das Projekt mit der geringsten Leistung eine Ausstellungsrate von lediglich 3,1 % erreichte. Im Mittel liegt die Ausstellungsrate derzeit bei 32,6 %, der Median bei lediglich 27 %.

Stärken und Schwächen der ACM0001

Die ACM0001 bietet ein solides methodisches Grundgerüst für Deponiegasaktivitäten und erlaubt unterschiedlichste Varianten der Behandlung des gefassten Gases. Eine energetische Verwertung des Deponiegases sowie die entsprechenden Emissionsreduktionen, die durch den Ersatz fossil erzeugter Energie durch Energie aus dem biogenen Brennstoff Deponiegas entstehen, sind bereits in der Methodik berücksichtigt. Auch bei Projekten mit energetischer Nutzung des Deponiegases müssen daher nicht zwangsläufig weitere Methodiken zusätzlich zur ACM0001 verwendet werden (Ausnahme: AM0053 bei Einspeisung in ein Gasnetz). Das methodische Konzept beinhaltet eine einfache Berechnung der erzielten Emissionsreduktionen durch die Deponiegasfassung über die tatsächlich gefassten und verwerteten/abgefackelten Methanmengen. Dieses Grundkonzept ist vergleichsweise schlank.

Die Herausforderungen bei der Anwendung der ACM0001 sind im Wesentlichen eine solide Prognose der erzielbaren Emissionsreduktionen auf Basis des FOD-Modells, die Berücksichtigung der autonomen Gasfassungen und -behandlungen im Referenzfall sowie die Anforderungen an das Monitoring der Emissionsreduktionen (Gasmengen, Methangehalt und Fackelwirkungsgrad) nach Projektimplementierung. Letztere sind für den Anlagenbetreiber i. d. R. recht aufwendig.

3.2.4 Methodik für Kleinprojekte zur Deponiegasfassung (AMS III.G)

Die Methodik AMS III.G („Indicative simplified baseline and monitoring methodologies for selected small-scale CDM project activity categories – Landfill Methane Recovery“) ist anwendbar für Kleinprojekte mit jährlichen Emissionsreduktionen von bis zu 60.000 tCO₂e. Im Wesentlichen deckt AMS III.G ähnliche Projektaktivitäten und Referenzfallszenarien ab wie die entsprechende Methodik für Großprojekte ACM0001.

Zusätzlich zu den Gasnutzungstechnologien, die unter ACM0001 angewendet werden können, erlaubt die AMS III.G noch weitere Optionen wie beispielsweise die Abfüllung des aufbereiteten Deponiegases in Flaschen, die Bereitstellung des Gases für einen oder mehrere Endnutzer (mittels industriointerner Gasnetze) und die Wasserstoffherstellung. Hierfür ist es erforderlich, zusätzliche Methodiken in Kombination mit der AMS III.G einzusetzen: AMS III.H beispielsweise kann für die Aufbereitung von Biogas/Deponiegas und dessen anschließende Nutzung verwendet werden; AMS III.O umfasst die Wasserstoffproduktion aus Biogas/Deponiegas; Methodiken aus der Gruppe I (AMS I.A bis AMS I.E) müssen verwendet werden, um die direkte Erzeugung von Strom oder Wärme/Dampf aus dem Deponiegas zu berücksichtigen.

Projekte unter AMS III.G

Derzeit sind nur drei Projekte unter AMS III.G registriert. Zwei davon beinhalten eine Biomassenutzung und verwenden lediglich Teile der AMS III.G zur Berechnung der Fackelemissionen. Nur eines der registrierten Projekte verwendet eine Deponiegasfassung und -abfackelung (vgl. auch Abbildung 12).

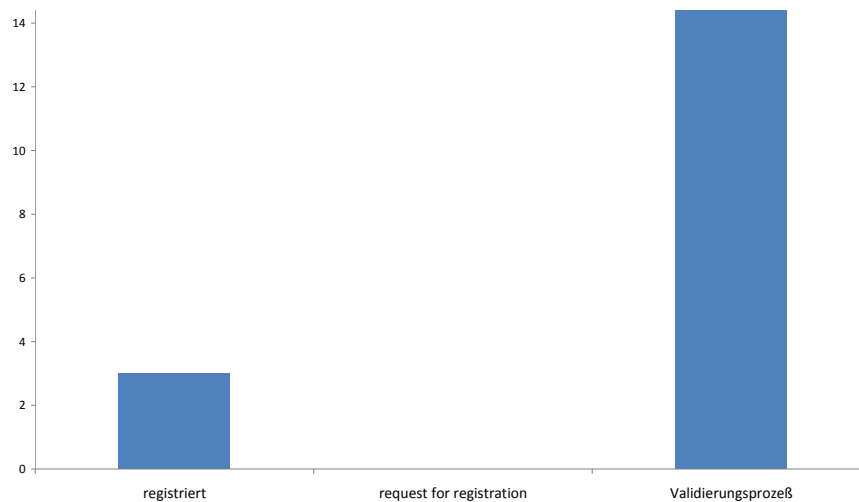


Abbildung 12: Anzahl und Status der Projekte unter AMS III.G (Stand: November 2008)

Stärken und Schwächen der AMS III.G

Im Vergleich zur ACM0001 umfasst die AMS III.G ein weiteres Spektrum an möglichen Nutzungstechnologien für das gefasste Deponiegas in Kleinprojekten.

Die Vorschriften zum Monitoring decken sich weitgehend mit den entsprechenden Regelungen aus der Methodik für Großprojekte. Allerdings sind die Anforderungen an punktuelle Messungen des Methangehalts noch nicht – wie in der ACM0001 – konkretisiert worden. Aus diesem Grund enthält die Methodik für Kleinprojekte weiterhin die Anforderung, dass alle Messungen mit einer statistischen Sicherheit von 95 % durchgeführt werden müssen. An dieser hohen geforderten statistischen Sicherheit sind bereits Ausstellungen von CER bei registrierten Großprojekten gescheitert. Es ist zu vermuten, dass Kleinprojekte eher zu punktuellen Messungen tendieren werden, um den Monitoringaufwand im Vergleich zum erwarteten Ertrag vertretbar zu halten. Ein solches Vorgehen kann bei der Beantragung von CER zu Schwierigkeiten bis hin zur Ablehnung der Ausstellung führen. De facto sind daher auch für Kleinprojekte kontinuierliche Messungen gefordert. Für den Nachweis des Fackelwirkungsgrads gilt für Kleinprojekte ebenso wie für die Großprojekte das Fackeltool.

In der Summe ist festzuhalten, dass das Projektdesign und der Monitoringaufwand durch die Verwendung der AMS III.G im Vergleich zu den entsprechenden Regelungen der ACM0001 nicht wesentlich reduziert sind. Die Vorteile, die ein Projektentwickler durch die Anmeldung eines Kleinprojekts nutzen kann, umfassen daher lediglich die Vereinfachung des Registrierungsverfahrens sowie das Wegfallen der Identifikation des Referenzszenarios und den vereinfachten Zusätzlichkeitsnachweis. Das aufwendige Monitoring bleibt auch auf der Kleinprojektebene notwendig.

3.2.5 Methodik für Großprojekte zur alternativen Abfallbehandlung (AM0025)

Die AM0025 („Vermiedene Emissionen aus organischen Abfällen durch alternative Abfallbehandlungsprozesse“/„Avoided emissions from organic waste through alternative waste treatment processes“) ist auf eine ganze Reihe abfallwirtschaftlicher Aktivitäten anwendbar, welche die Behandlung von festem Siedlungsabfall, der ursprünglich für die Deponierung vorgesehen war, umfassen. Diese Behandlung kann einer der folgenden Prozesse oder eine Kombination von ihnen sein:

-
- Kompostierung
 - Vergasung
 - Vergärung
 - Mechanische und thermische Behandlung zur Herstellung von Ersatzbrennstoffen (EBS) bzw. stabilisierter Biomasse (SB, Trockenstabilat)
 - Thermische Verwertung von Ersatzbrennstoffen
 - Müllverbrennung (MVA)

Eine ausführliche Beschreibung verschiedener Techniken der Abfallbehandlung und -pfade findet sich in Anhang II: Abfallwirtschaft. Für ein MBA-Projekt werden in Abschnitt 4.4 ausführliche Berechnungen gemäß AM0025 durchgeführt.

Bei Projekten, die unter die AM0025 fallen, werden Methanemissionen aus organischen Abfällen durch Behandlung vermieden. Es wird als Referenzfall angenommen, dass auf der Deponie infolge anaerober Prozesse Methanemissionen entstünden, soweit der Abfall unbehandelt auf der Deponie eingelagert würde. Diese Emissionen werden nun durch die Abfallbehandlung vermieden. Zusätzlich können mittels energetischer Nutzung des Abfalls oder aus dem Abfall erzeugter Produkte Emissionsreduktionen durch den Ersatz fossiler Rohstoffe geltend gemacht werden. Eine Besonderheit der AM0025 ist die Forderung, gesetzliche Umweltauflagen einzuhalten. Zudem muss zur Berechnung der Baseline abgeschätzt werden, zu welchem Grad die Umweltauflagen im jeweiligen Land erfüllt werden (vgl. Hinweis 7: Erfüllung gesetzlicher Auflagen gemäß AM0025).

Die Bereiche und Kriterien für die Anwendbarkeit der AM0025 sind in der folgenden Tabelle zusammengefasst.

Tabelle 8: Kriterien für die Anwendbarkeit der Methodik AM0025

Kompostierung	Vergasung	Vergärung	EBS-Herstellung	MVA
Die Zusammensetzung und die Eigenschaften der unterschiedlichen Arten behandelter organischer Abfälle können bestimmt werden.				
Das Referenzfallszenario ist die fortgesetzte Deponierung; ggf. auch trotz gesetzlicher Regelungen, die eine Abfallbehandlung vorschreiben. Falls solche Regelungen bestehen, muss der Erfüllungsgrad im Anrechnungszeitraum < 50 % sein.				
Die Projektaktivität beinhaltet <u>nicht</u> die thermische Behandlung von Industrie- oder Krankenhausabfällen.				
Aerobe Bedingungen bei der Kompostierung	Die Projektaktivität kann die Erzeugung von Strom oder Wärme beinhalten; der Strom kann in das Netz eingespeist oder anlagenintern verwendet werden.			
Verwendung des Komposts als Bodenverbesserer oder Deponierung	Die Reststoffe werden aerob kompostiert oder auf eine Deponie verbracht.		Der Abfall darf nicht länger als 10 Tage gelagert werden; anaerobe Abbauvorgänge sind zu vermeiden.	
	Zur Erzeugung von Synthesegas und dessen Verwertung	einschl. Biogasfassung u. –verwertung bzw. abfackelung	Die thermische Behandlung findet unter kontrollierten Bedingungen (bis 300°C) statt; die erzeugte stabilisierte Biomasse (SB) wird als Brennstoff oder Rohstoff in industriellen Prozessen verwendet.	Der Verbrennungsrückstand darf nicht mehr als 5% Kohlenstoff enthalten.
			Die erzeugten EBS/SB dürfen vor ihrer Verwertung nicht unter anaeroben Bedingungen gelagert werden.	
			Falls EBS/SB deponiert wird, ist nachzuweisen, dass keine relevanten Methanemissionen mehr entstehen. Andernfalls muss der Verbleib der EBS/SB kontrolliert werden, damit sichergestellt ist, dass sie nicht anaeroben Bedingungen unterliegen.	
			Lokale Regulierungen beschränken weder den Bau von Anlagen zur EBS/SB-Herstellung, noch die Verwendung der EBS/SB als Brennstoff oder Rohmaterial.	
			Anlagenbetreiber müssen nachweisen, dass keine anderen THG als biogenes CO ₂ bei der thermischen Behandlung entstehen (beispielsweise Abluftanalyse)	

Hinweis: Bislang liegen noch keine Praxiserfahrungen zu Betrieb und Monitoring vor.

Projekte unter AM0025

Obwohl die AM0025 schon vergleichsweise lange besteht und mittlerweile elf Novellen durchlief, wurde sie bislang dennoch selten angewendet: Bisher sind nur sechs Projekte registriert worden. Vier davon beinhalten eine Abfallkompostierung, überwiegend in einfacher technischer Ausführung. Weitere 28 Projekte befinden sich nach Informationen des UNEP RISOE CDM Centers⁶ momentan in der Validierungsphase.

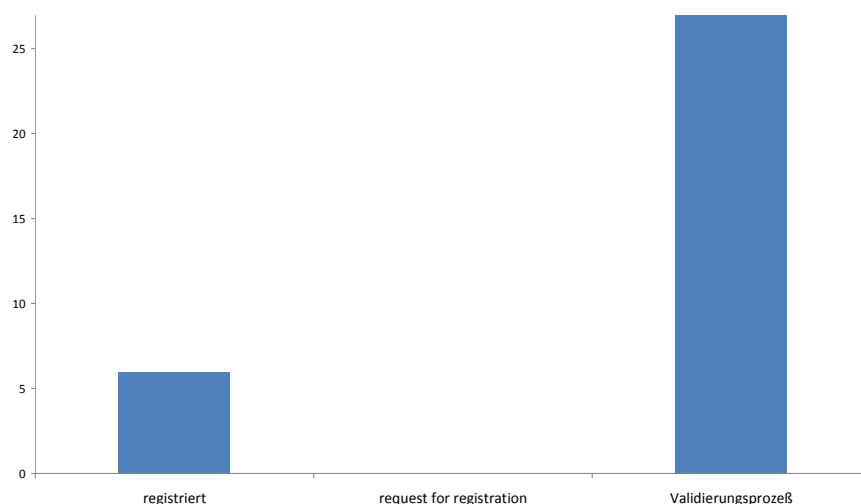


Abbildung 13: Anzahl und Status der Projekte unter AM0025 (Stand: November 2008)

Stärken und Schwächen der AM0025

Die AM0025 deckt ein breites Spektrum an alternativen Behandlungsmöglichkeiten für Abfälle ab und kann daher für unterschiedlichste Behandlungsansätze angewendet werden. Sie erlaubt es, stoffstromspezifische Behandlungskonzepte anzuwenden und schafft mit dem sogenannten FOD-Modell Grundlagen für eine Berücksichtigung unterschiedlicher Abfallarten, Abfallqualitäten und Abbaubedingungen.

Bei den Projekten, die unter AM0025 umgesetzt werden können, handelt es sich vielfach um komplexe Prozessketten, die eine Vielzahl möglicher Quellen für THG-Emissionen umfassen. Da der CDM dem Grundsatz folgt, dass alle Emissionsreduktionen tendenziell konservativ ermittelt werden müssen, sind die meisten der möglichen Emissionsquellen in der AM0025 berücksichtigt. Für sie bietet die AM0025 bisher nur zum Teil pragmatische Berechnungsansätze.

⁶ UNEP Risoe CDM/JI Pipeline Analysis and Database, November 1st 2008, <http://www.cdmpipeline.org/>

Daher ist der Monitoringaufwand insgesamt relativ hoch. Diese hohen Anforderungen ergeben sich vor allem daraus, dass der Verbleib der Reststoffe aus der Behandlung überwacht werden muss und ggf. entsprechende THG-Emissionen als Projektemissionen zu berücksichtigen sind.

Für die Praxis bedeutet dies, dass die Abnehmer des Komposts die an sie verkauften Mengen und die konkrete Kompostanwendung dokumentieren müssen. Die weiteren Verwertungs-/Behandlungswege des EBS/SB oder der Vergärungsreste müssen ebenfalls erfasst werden. Bei der EBS/SB-Verwertung entstehende Emissionen müssen berücksichtigt werden. Das bedeutet, dass der Projekteigentümer bei einem externen Verkauf des EBS die Zusammensetzung kennen und nachweisen muss, in welcher Anlage die Materialien verwertet worden sind.

Die methodische Komplexität der AM0025 bedingt, dass eine Vielzahl von einzelnen Parametern zu überwachen sind. Bei allen Messwerten, die regelmäßig zu erfassen und auszuwerten sind, müssen Anlagenbetreiber ein hohes Augenmerk auf die Qualität der gewonnenen Daten legen. Dies bedeutet zum einen, dass alle Messeinrichtungen regelmäßig zu kalibrieren sind, und zum anderen, dass alle Messergebnisse statistisch abgesichert werden müssen.

Beispiel 5: Zur AM0025

Monitoring

Durch eine vorausschauende Strukturierung des CDM-Projekts können einzelne Monitoringelemente, die von den Methodiken gefordert werden, gegebenenfalls überflüssig gemacht werden. Nimmt man z. B. anstelle einer indirekten Einleitung in ein öffentliches Kanalisationssystem eine Zusatzinvestition in eine Pflanzenkläranlage vor, so fallen die Überwachungsanforderungen an das unbehandelte Abwasser weg. Dies senkt die Betriebskosten.

AM0025-Baseline

Nutzt eine geplante abfallwirtschaftliche Anlage elektrische Energie des öffentlichen Stromnetzes, so ist es erforderlich, das „Baselinetool zur Berechnung des Elektrizitätsnetz-Emissionsfaktors“ zu nutzen. Die Beschaffung der hierfür nötigen Daten kann sehr aufwendig sein. Zudem kann je nach Energiemix ein für das Projekt ungünstiges Verhältnis bei Emissionsreduzierungen entstehen. Im Einzelfall kann es daher wirtschaftlicher sein, selbst Energie unter Verwendung von Biomasseenergieträgern zu erzeugen, die dann positiv in die CO₂e-Bilanz eingehen.

Hinweis 7: Erfüllung gesetzlicher Auflagen gemäß AM0025

Bei der Erstellung einer Projekt-Baseline gemäß der Methodik AM0025 sind alle gesetzlichen Vorgaben zu berücksichtigen. Gibt es z. B. eine Vorschrift, das Deponiegas zu erfassen und zu verbrennen, hat der Projektentwickler Schwierigkeiten, eine für das Projekt „günstige“ Baseline zu begründen. (Hinweis: „Günstig“ bedeutet, dass das Projekt wirtschaftlich attraktiver wird, weil es größere Mengen an Emissionsrechten generiert.) Denn auch ohne das CDM- oder JI-Projekt hätte es – zumindest dem Gesetz nach – nur geringe Methanemissionen geben dürfen.

Um jedoch zu verhindern, dass aus diesem Grund die Länder ihre Umweltgesetzgebung nicht weiterentwickeln, wurde in den Marrakesh Accords vereinbart, dass nationale gesetzliche Vorgaben, die nach dem 11. November 2001 erlassen wurden und die Umweltauflagen erhöhen, bei der Erstellung der Baseline nicht berücksichtigt werden müssen.

Die AM0025 dagegen schreibt dies explizit vor und verlangt vom Projektentwickler eine sehr genaue Darlegung, inwieweit gesetzliche Auflagen in dem jeweiligen Land in der Realität erfüllt werden. Das bedeutet, dass ein CDM- oder JI-Projekt dann weniger Emissionsrechte generieren kann, wenn andere abfallwirtschaftlichen Projekte die gesetzlichen Auflagen erfüllen.

Konkret bedeutet das: Ist z. B. ein Grenzwert zu 50 % erfüllt, werden der Methodik zufolge die Baseline-Emissionen auf null gesetzt. Damit ist dem Projekt jegliche Grundlage entzogen. Zudem muss für eine Erfüllungsrate von unter 50 % der jeweilige Erfüllungsgrad von den Baseline-Emissionen abgezogen werden.⁷ Eine genaue Regelung, wie der Erfüllungsgrad gemessen werden muss, gibt es bislang nicht.

Der Widerspruch, der zwischen der CDM-Methodik AM0025 auf der einen und den Grundsatzbeschlüssen der Marrakesh Accords sowie den Auslegungen des EB in den Folgejahren auf der anderen Seite besteht, ist bisher nicht geklärt.

Empfehlungen an betroffene Investoren und Projektentwickler:

Die Deutsche Emissionshandelsstelle (DEHSt), die für die Anerkennung von CDM-Projekten in Deutschland zuständig ist, empfiehlt, sich an die konkreten Vorgaben der Methodik AM0025 zu halten.

3.2.6 Methodik für Kleinprojekte zur energetischen Verwertung von organischen Abfällen (AMS III.E)

Die Methodik AMS III.E („Vermeidung von Methan durch Biomassezersetzung durch kontrollierte Verbrennung, Vergasung oder mechanische und thermische Behandlung“/„Avoidance of methane production from decay of biomass through controlled combustion, gasification or mechanical/thermal treatment“) umfasst nur einen Teil der Technologien, die von der AM0025 abgedeckt werden. Sie beinhaltet die kontrollierte Verbrennung, Vergasung von Abfällen und die Herstellung von Ersatzbrennstoffen und stabilisierter Biomasse (Trockenstabilat).

Im Gegensatz zur AM0025 schließt sie nicht die Behandlung von Industrie- und Krankenhausabfällen aus. Auch das Referenzfallszenario ist etwas weiter gefasst als das der Großprojektmethode und nicht auf frischen Abfall begrenzt. Es umfasst sowohl die Behandlung frischer Abfälle, die ohne das Projekt auf einer Deponie abgelagert würden, als auch die Behandlung bereits abgelagerter Abfälle.

⁷ Siehe UNFCCC (2009): Approved baseline and monitoring methodology AM0025 – Avoided emissions from organic waste through alternative waste treatment processes, Version 11; S. 3

Hierfür kommen primär Biomasseabfälle, die bisher auf Halden gelagert wurden, z. B. Reisschalen aus der Reisverarbeitung der Lebensmittelverarbeitenden Industrie, infrage.

Für den Fall, dass das Projekt eine Elektrizitäts- oder Wärmeerzeugung beinhaltet, muss zusätzlich zur AMS III.E eine Typ-I- Methodik angewendet werden. Wenn durch das Projekt Abwasser entsteht, das anaerob behandelt wird oder unbehandelt freigesetzt wird, ist die Methodik AMS III.H anzuwenden.

Die Monitoringanforderungen sind im Vergleich zu denjenigen der AM0025 vereinfacht. Sie umfassen die Überwachung der folgenden Parameter:

- Abfallmenge, die im Projekt verwertet wird
- Abfallzusammensetzung (mittels repräsentativer Stichproben)
- Verbrauchte Menge an fossilen Energieträgern durch das Projekt
- Nichtkohlenstoffanteil des Abfalls bzw. der EBS/SB
- Verbleibende Abfallrestmenge nach der Behandlung und die dafür benötigte Lkw-Kapazität
- Erzeugte und verbrauchte Strommenge
- Anzahl der benötigten Fahrzeuge für zusätzliche Transporte von ESB/SB
- Zurückgelegte Entfernungen von Lkws beim Transport von ESB/SB
- Falls es sich um frische Abfälle handelt, muss jährlich über eine Analyse der vorherrschenden Deponierungspraxis an umliegenden Standorten gezeigt werden, welcher Anteil tatsächlich im Referenzszenario unter anaeroben Bedingungen abgelagert worden wäre.
- Für den Fall des Deponierückbaus sieht die AMS III.E vor, zur Bestimmung des mittleren Abfallalters die Aufzeichnungen der Deponiebetreiber über die im jeweiligen Jahr eingelagerten Abfallmengen zu verwenden. Diese zu beschaffen kann sich als äußerst problematisch erweisen. Welche Werte im FOD-Modell für diese Abfälle zu verwenden sind, schreibt die Methodik nicht vor.

Projekte unter AMS III.E

Momentan sind 23 CDM-Projekte unter AMS III.E registriert. Davon haben nur zwei einen siedlungsabfallwirtschaftlichen Hintergrund, der Rest verwertet unterschiedliche Biomasseabfälle aus der Industrie. Dabei kommen häufig leere Fruchtrückstände aus der Palmölproduktion und Reisschalen zum Einsatz. Gemäß den Angaben in der UNEP-RISOE-Datenbank sind 35 weitere Projekte in der Validierungsphase, von denen sich lediglich drei mit Siedlungsabfall befassen.

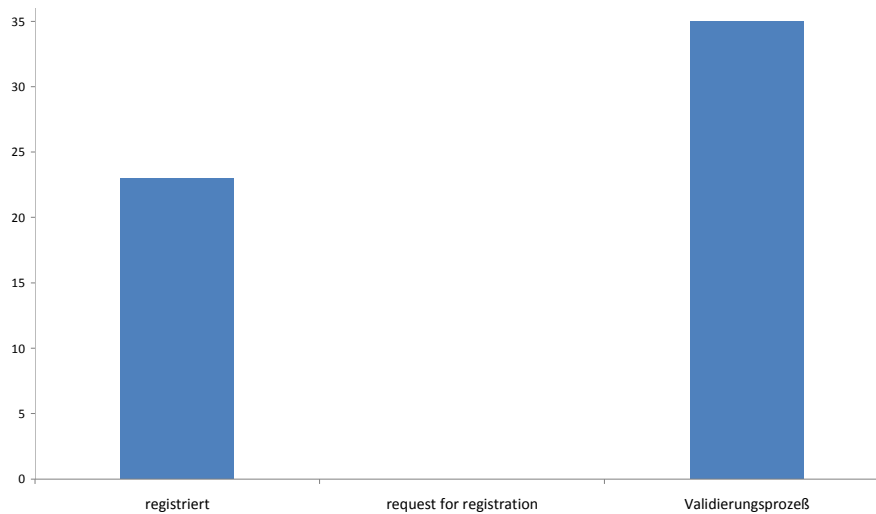


Abbildung 14: Anzahl und Status der Projekte unter AMS III.E (Stand: November 2008)

Stärken und Schwächen der AMS III.E

Die AMS III.E umfasst nur einen Teil der Anwendungsbereiche der AM0025. Innerhalb dieser Anwendungsbereiche erlaubt die AMS III.E einige Vereinfachungen, die insbesondere das Monitoring betreffen. So müssen beispielsweise keine Methan- und Lachgasemissionen aus der Projektaktivität berücksichtigt und überwacht werden.

Die Bestimmung der Referenzfallemissionen aus der Abfallablagerung ist allerdings gegenüber der Großmethodik nicht vereinfacht, da auch AMS III.E das Ablagerungstool verwendet. Daher betrifft die Kritik am Deponietool auch Projekte unter AMS III.E.

Die Regelungen zur Verwertung von bereits abgelagerten Abfällen sind zunächst als pragmatisch und vergleichsweise flexibel hinsichtlich der benötigten Daten zu bewerten. Es ist jedoch anzunehmen, dass diese Regelungen für Hausmüll in der Praxis wenig relevant sind. Zum einen erfolgen Rückbauten von Deponien bislang nur selten und zum anderen sind die erforderlichen Daten zur Abfallzusammensetzung nur sehr schwer erhältlich.

3.2.7 Methodik für Kleinprojekte zur Kompostierung/Vergärung organischer Abfälle (AMS III.F)

Die AMS III.F („Vermeidung von Methanemissionen durch kontrollierte biologische Behandlung von Biomasse“/„Avoidance of methane emissions through controlled biological treatment of biomass“) deckt Kompostierungs- und Vergärungsprojekte ab, d. h. zusammen mit der AMS III.E umfassen diese beiden Kleinmethodiken den gesamten Anwendungsbereich der AM0025.⁸ Der Geltungsbereich der AMS III.F ist auf landwirtschaftlichen Bioabfall und den organischen Anteil von Siedlungsabfall begrenzt.

Wenn die Projektaktivität eine Vergärung beinhaltet, kann das gewonnene Biogas entweder zur Wärme- oder zur Elektrizitätserzeugung verwendet werden. Alternativ ist auch eine Aufbereitung des Biogases und anschließende Verwertung entsprechend den Optionen der AMS III.G zulässig. Die

⁸ Die AMS III.F erlaubt dabei einige Projektszenarien, die nicht in der AM0025 enthalten sind.

Referenzfallemissionen durch die Deponierung und eventuelle Emissionen durch deponierte Behandlungsreste werden über das Deponierungstool bestimmt.

Projekte unter AMS III.F

Momentan sind nur sieben CDM-Projekte unter der AMS III.F registriert, die alle eine Kompostierung verwenden. Davon hat lediglich ein Projekt einen siedlungsabfallwirtschaftlichen Hintergrund. Die übrigen Projekte verwerten leere Fruchtrückstände aus der Palmölproduktion. Nach Angaben der UNEP-RISOE-Datenbank sind 47 weitere Projekte in der Validierungsphase.

Stärken und Schwächen der AMS III.F

Die AMS III.F enthält im Vergleich zu den entsprechenden Anwendungsbereichen der AM0025 einige zusätzliche Projektoptionen und signifikante Vereinfachungen für das Monitoring der Projektmissionen. Diese Vereinfachungen führen zu konservativen Abschätzungen. Das heißt, die Projektmissionen werden vergleichsweise hoch eingeschätzt. Dem gegenüber steht ein deutlich reduzierter Monitoringaufwand.

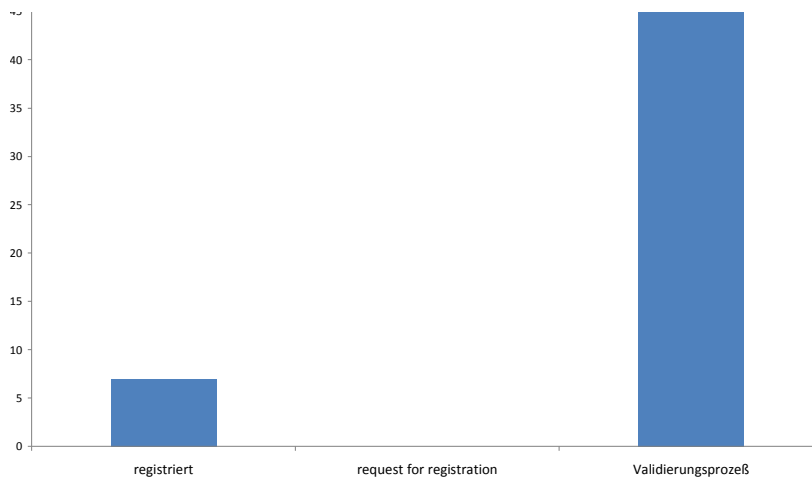


Abbildung 15: Anzahl und Status der Projekte unter AMS III.F (Stand: November 2008)

3.3 CER-Potenzial nach Methodik

Abbildung 16 stellt die durchschnittlich erwartete Jahresmenge CER pro Projekt in Abhängigkeit von der gewählten Methodik dar. Es wird offensichtlich, dass die durchschnittlich erwartete Menge CER zwischen den Methodiken deutlich variiert. (Anmerkung: Definitionsgemäß sind die zu erwartenden CER-Mengen für Kleinprojekte geringer als die für Projekte mit Anwendung einer Large-Scale-Methodik.)

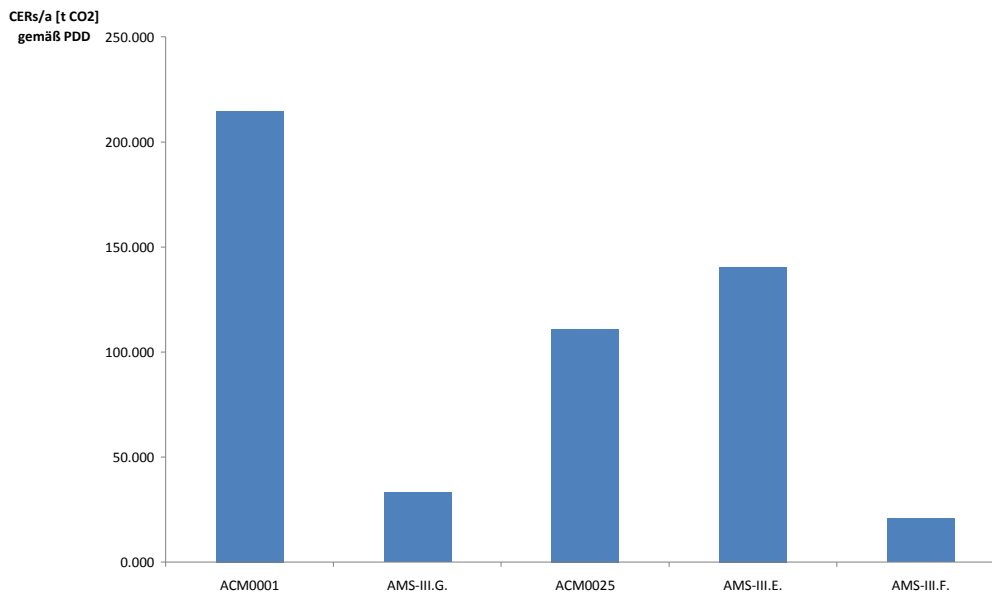


Abbildung 16: Erwartete CER-Mengen pro Projekt nach Methodik

3.4 Neue Methodikvorschläge im Bereich der Abfallwirtschaft

Derzeit sind drei Methodikvorschläge im Bereich Abfallwirtschaft in der Bearbeitung durch den Methodikbeirat:

- NM0294: Vermeidung von Deponiegasemissionen durch die In-situ-Belüftung von Deponien (*Avoidance of landfill gas emissions by in-situ aeration of landfills*)
- NM0290: Reduktion der Treibhausgasemissionen aus Deponien durch Verbesserungen semi-aerober Bedingungen (*Reduction of greenhouse gas emissions from landfill sites improved to be in semi-aerobic conditions*)
- NM0248: Projekt für die sinnvolle Nutzung von Deponiegas, das zurzeit abgefackelt wird, zur Substitution von Erdgas (*Project for useful use of landfill gas actually being flared substituting natural gas*)

Die ersten beiden Vorschläge decken im Wesentlichen die gleiche Projektaktivität ab: Lufteinblasung in den Deponiekörper (und ggf. Sickerwasserverrieselung) soll anaerobe Bedingungen und damit die Entstehung von Deponiegas vermeiden. Gleichzeitig soll ein aerober Abbau stattfinden, sodass das bestehende Methanpotenzial der deponierten Abfälle reduziert wird. Die NM0294 ist anwendbar auf Projekte, die eine In-situ-Belüftung von geschlossenen Deponien (oder Teilparzellen hiervon) vornehmen. Die Methodik unterscheidet dabei zwei Phasen: die Phase der Lufteinspeisung, die den Abbau der organischen Substanz in der Deponie fördert, und die Phase nach der Lufteinspeisung, in der die Effekte der ersten Phase weiter überwacht werden. Der Methodikvorschlag wurde für einen Technologieanbieter von Lufteinspeiseanlagen entwickelt und in der Projektdokumentation beispielhaft für eine israelische Deponie angewendet. Das Anwendungspotenzial der Methodik wäre in CDM-Gastländern insgesamt als groß einzuschätzen. Das Konzept wurde jedoch Ende März 2009 vom CDM-Aufsichtsrat abgelehnt.

Die NM290 hat einen ähnlichen Anwendungsbereich und wurde in der 46. Sitzung des CDM-Aufsichtsrats Ende März 2009 ebenfalls abgelehnt.

Der dritte Vorschlag – die NM 0248 – zielt darauf ab, das aufbereitete Deponiegas direkt mittels Pipelines einer energetischen Nutzung zuzuführen. Anwendungsbedingung ist, dass das Deponiegas im Baselineszenario entweder abgefackelt oder gänzlich ohne Verbrennung in die Atmosphäre entlassen wird. Die Methodik wurde bereits im Jahr 2007 eingereicht und hat eine vorläufige Stellungnahme des Methodikbeirats erhalten. Darin kritisiert er die Breite der vorgeschlagenen Ansätze. Im Frühjahr 2009 hat die Methodik dann nach Überarbeitung die Zustimmung des Methodikbeirats sowie des CDM-Aufsichtsrats bekommen und wird in Kürze als neue Methodik NM0075 anwendbar sein.

Darüber hinaus erarbeitet die TU Braunschweig zurzeit eine neue Methodik im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) für den „Einsatz fortgeschrittener Abfallbehandlungstechnologien, Fallstudie Xiong County (MBA und Methangasoxidation [MOL])“. Erste Ergebnisse sind Ende 2009 zu erwarten.

3.5 Ausblick und Zusammenfassung

3.5.1 Geltungsbereiche des bestehenden Methodik-Portfolios

Das bestehende CDM-Methodik-Portfolio deckt in der derzeitigen Fassung bereits eine Vielzahl möglicher Behandlungsoptionen für Abfälle ab (Abbildung 17).

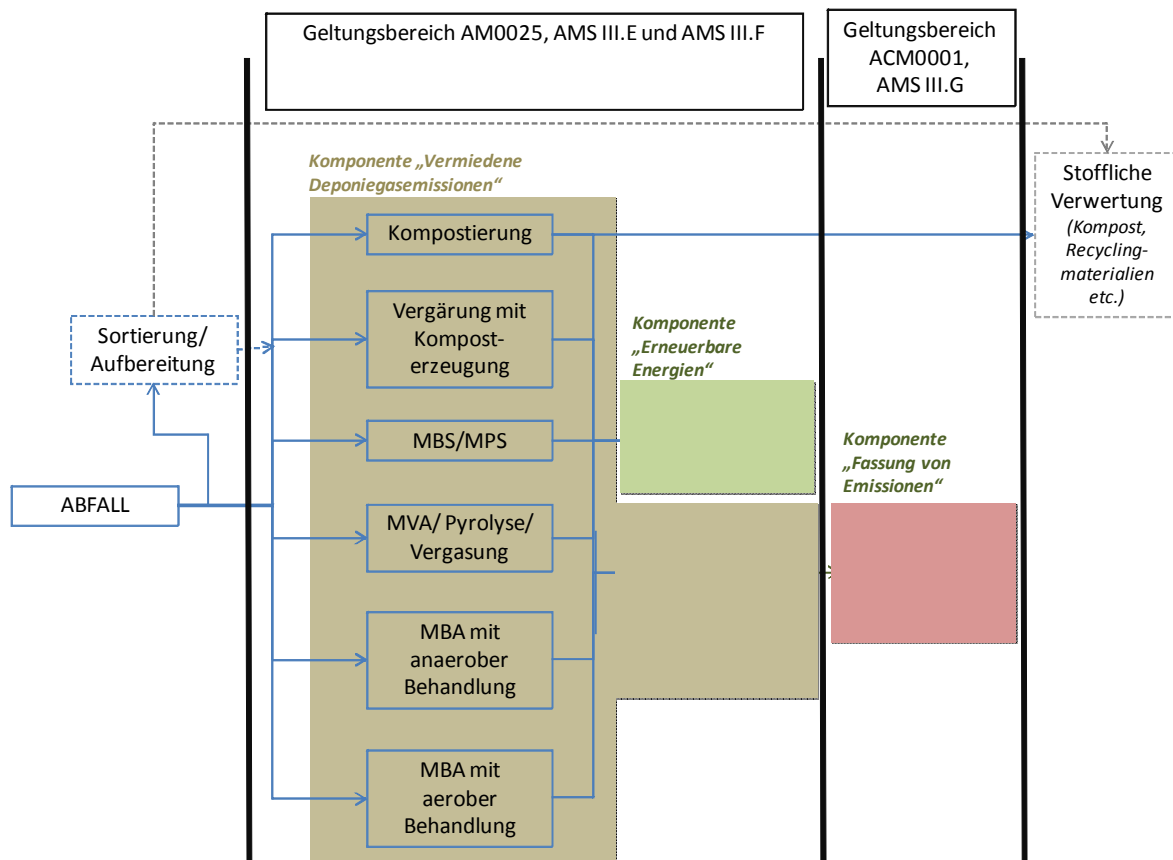


Abbildung 17: Übersicht über Abfallbehandlungsoptionen und Geltungsbereiche bestehender CDM-Methodiken

Es werden im Wesentlichen drei Komponenten der Emissionsreduktion berücksichtigt: vermiedene Deponiegasemissionen durch alternative Behandlung, Erzeugung erneuerbarer und Ersatz fossiler Energien aus dem nativ-organischen Anteil des Abfalls und Fassung entstandener Deponiegasemissionen.

Im nachfolgenden Abschnitt 3.5.2 werden die Potenziale und praktischen Herausforderungen der genehmigten CDM-Methodiken zusammengefasst.

Eine Beschreibung der verschiedenen Techniken der Abfallwirtschaft mit einer Darstellung der Investitionskosten findet sich in Anhang II: Abfallwirtschaft.

3.5.2 Potenziale und Herausforderungen des bestehenden Methodikinventars

Die Potenziale und Herausforderungen des bestehenden CDM-Methodikinventars sind in der nachfolgenden Tabelle zusammengefasst.

Tabelle 9: Potenziale und Herausforderungen des bestehenden CDM-Methodikinventars

Methodik	Potenziale	Herausforderungen	Anmerkungen/ Empfehlungen an Projektentwickler
ACM0001 (Fassung/ Behandlung/ Nutzung Deponiegas; Grossprojekte)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Schlankes, solides methodisches Grundgerüst ▪ Für geschlossene und noch in Betrieb befindliche Deponien anwendbar ▪ erlaubt dabei unterschiedlichste Optionen für die Behandlung des gefassten Gases ebenso wie für die eingesetzte Technologie ▪ Emissionsreduktionen, die durch den Ersatz von fossil erzeugter Energie durch Energie aus dem biogenen Brennstoff Deponiegas entstehen, sind möglich 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Die Prognose der erzielbaren Emissionsreduktionen auf Basis des First Order Decay Models führt vielfach nicht zu zutreffenden Ergebnissen ▪ Die Bestimmung des Angleichungsfaktors, mit dem eine erforderliche oder plausible Gasfassung und –behandlung im Referenzfall berücksichtigt wird, ist oftmals schwierig ▪ Gasmengen müssen kontinuierlich mittels Durchflussmesser –in der Regel an mehreren Punkten– erfasst werden. Falls eine solche kontinuierliche Messung zeitweise nicht sichergestellt werden kann, dürfen die entsprechenden Gasmengen u. U. nicht bei der Berechnung der Emissionsreduktionen berücksichtigt werden. ▪ Die Frage der Zulässigkeit punktueller Messungen des Methangehalts und der Messhäufigkeit akzeptabel ist, hat in der Vergangenheit zu zahlreichen Prüfungsanforderungen bis hin zur Ablehnung von Anträgen auf die Ausstellung von CER geführt. ▪ Die Bestimmung des Fackelwirkungsgrads entsprechend dem „Fackeltool“ ist sehr aufwendig Grundsätzlich kann auch ein Standardwirkungsgrad von 90% verwendet werden, der allerdings sehr konservativ ist. 	<p>Bei Deponiegasprojekten können die erzielbaren Emissionsreduktionen nur mit einer sehr grossen Unsicherheit vorab abgeschätzt werden; dies müssen Projektentwickler bereits bei der Planung berücksichtigen. U.U. kann die Zuverlässigkeit der Prognose durch eine entsprechend konservative Abschätzung und Untersuchungen vor Ort erhöht werden.</p> <p>Bei der Durchführung der Projekte ist ein sehr hohes Augenmerk auf die kontinuierliche Messdatenerfassung, planmäßige Kalibrierungen der Messgeräte sowie die regelmäßige Ermittlung des Fackelwirkungsgrads zu legen, da andernfalls Einbußen an CER zu befürchten sind. Projektentwickler müssen Messeinrichtungen ggf. redundant auslegen und Notfallpläne bei Messgerätausfall vorhalten.</p> <p>Es ist zu empfehlen, von punktuellen Messungen des Methangehalts abzusehen, da diese angreifbar sein können.</p>

Methodik	Potenziale	Herausforderungen	Anmerkungen/ Empfehlungen an Projektentwickler
AMS III.G (Fassung/ Behandlung/ Nutzung Deponiegas; Kleinprojekte)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ schlankes, solides methodisches Grundgerüst ▪ für geschlossene und noch in Betrieb befindliche Deponien anwendbar ▪ erlaubt mehr Optionen für die Behandlung des gefassten Gases ebenso wie für die eingesetzte Technologie als die ACM0001 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Die Emissionsreduktionen aller anderen Nutzungen außer der Strom- und Wärmeerzeugung mit den Emissionsreduktionen aus der Vermeidung von Deponiegasemissionen müssen 60.000 tCO₂e pro Jahr unterschreiten. ▪ Punktuelle Messungen des Methangehalts im Deponiegas müssen mit einer statistischen Sicherheit von 95 % durchgeführt werden ▪ weitere Herausforderungen entsprechend den Hinweisen zu ACM0001 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Entsprechend den Hinweisen zu ACM0001 ▪ Diese Methodik wurde bisher für Deponiegasprojekte nur einmal angewendet
AM0025 (Alternative Behandlung von frischen Abfällen anstelle einer Deponierung)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ deckt ein breites Spektrum an alternativen Behandlungsmöglichkeiten für Abfälle ab, erlaubt stoffstromspezifische Behandlungskonzepte ▪ schafft mit dem sogenannten mehrphasigen First Order Decay Models erster Ordnung Grundlagen für eine Berücksichtigung unterschiedlicher Abfallarten, Abfallqualitäten und Abbaubedingungen ▪ bietet für einige Emissionsquellen aus der Projektaktivität pragmatische Berechnungsansätze an 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Der Verbleib der Reststoffe aus der Behandlung und ggf. entsprechende THG-Emissionen als Projektemissionen müssen überwacht und berücksichtigt werden ▪ AM0025 erfordert die Überwachung einer Vielzahl von einzelnen Parametern; alle Messeinrichtungen sind regelmäßig zu kalibrieren, alle Messergebnisse müssen statistisch abgesichert werden ▪ Das zu verwendende Tool fordert die Bestimmung der Abfallzusammensetzung mit einer maximalen Unsicherheit von 20% bei einer statistischen Signifikanz von 95% ▪ AM0025 fordert die Berücksichtigung von Restemissionen aus deponierten Behandlungsrückständen; die entsprechenden Regelungen sind aber praktisch kaum sinnvoll anwendbar 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Die Anwendung der AM0025 für gemischte Siedlungsabfälle problematisch, da hohe Anforderungen an die statistische Absicherung der Abfallanalysen gestellt werden. ▪ Die Deponierung von Reststoffen kann in der derzeitigen Fassung der AM0025 nicht sachgerecht berücksichtigt werden ▪ Die EBS-Produktion erfordert die Zusammensetzung der EBS zu kennen ▪ Projektentwickler müssen alle Entsorgungs-/Verwertungswege für die Behandlungsedukte festlegen und dokumentieren ▪ Es erscheint sinnvoll, für einige der Monitoringanforderungen Änderungsanträge zu stellen ▪ Fehler bei der Masstromüberwachung in der Behandlungsanlage sind zu vermeiden. Hierbei ist im Besonderen auf Feuchtigkeitsverluste zu achten. ▪ Zur Überwachung der zusätzlich zu fahrenden Transportdistanzen und der eingesetzten Fahrzeuge sollten sich Betreiber vorab ein praktisches Konzept zurechtlegen.

Methodik	Potenziale	Herausforderungen	Anmerkungen/ Empfehlungen an Projektentwickler
AMS III.E (energetische Verwertung organischer Abfälle in Kleinprojekten)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ AMS III.E erlaubt einige Vereinfachungen gegenüber der AM0025, u. a. berücksichtigt die Kleinprojektmethode im Projektfall nur CO₂-Emissionen (keine Berücksichtigung von Methan- und Lachgasemissionen aus der Projektaktivität erforderlich) ▪ Die Verwertung von bereits abgelagerten Abfällen ist zulässig 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Siehe Hinweise unter AM0025 ▪ EBS-Ballen und Pellets sind unbedingt zügig zu verwerten, da sonst das Reduktionsergebnis durch Substitution von fossilen Energieträgern um 5 % gekürzt wird. ▪ Sofern im Baseline-Fall gelegentlich Deponiebrände oder Fremdennahme von Material zu verzeichnen sind, müssen diese bei der Berechnung der Baselineemissionen berücksichtigt werden; hierfür werden jedoch keine Werte vorgegeben. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Siehe Hinweise unter AM0025 ▪ Diese Methodik wurde bisher überwiegend für die energetische Verwertung von Biomasserückständen angewendet (Reisschalen etc.) ▪ Die Frage der Datenbeschaffung über Einbaumengen in Altdeponien ist unbedingt vorab zu prüfen.
AMS III.F	<ul style="list-style-type: none"> ▪ enthält, im Vergleich zu den entsprechenden Anwendungsbereichen der AM0025 einige zusätzliche Projektoptionen und signifikante Vereinfachungen für das Monitoring der Projektmissionen. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Die Vereinfachungen können zu sehr konservativen Abschätzungen führen, wobei die Projektemissionen vergleichsweise hoch eingeschätzt werden ▪ In der Verifizierung entsteht ein größerer Aufwand, der auch eine on-site Überprüfung unverzichtbar macht. ▪ Die Bilanzierung der Verbrennungssaschen hat gemäß AMS II E zu erfolgen, auch hier fehlen dazu die nötigen Vorgabewerte. Produzierte Düngersatzprodukte müssen nachverfolgt werden und die Abwesenheit anaerober Verhältnisse in der Verwendung stichprobenartig nachgewiesen werden 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Diese Methodik wurde bisher überwiegend für die Behandlung von Biomasserückständen aus der Palmölproduktion eingesetzt.

3.5.3 Weitere Emissionsreduktionspotenziale der Abfallwirtschaft außerhalb der bestehenden CDM-Methodiken

Wie aus der obigen Darstellung ersichtlich ist, gibt es derzeit keine Methodiken, die mögliche Emissionsreduktionen durch eine stoffliche Verwertung berücksichtigen. Solche Emissionsreduktionen können z. B. aus einem reduzierten Energieverbrauch beim Einsatz von Altglas oder Altpapier/-pappe entstehen oder aus dem Ersatz synthetischer Dünger in der Landwirtschaft.

Diese Lücke im Geltungsbereich der bestehenden Methodiken kann grundsätzlich durch die Erarbeitung und Einreichung einer neuen Methodik geschlossen werden. Einen solchen Vorschlag kann jeder Akteur – Projektentwickler, Investoren, Forschungsinstitute oder öffentliche Stellen – beim Klimasekretariat einreichen; im Fall einer Methodik für Großprojekte muss der Vorschlag über eine DOE eingereicht werden. Mit Blick auf Recyclingaktivitäten muss bereits in einer Methodik sichergestellt sein, dass die tatsächliche Verarbeitung der Recyclingwerkstoffe oder die Nutzung des Komposts im Monitoring ausreichend berücksichtigt werden und dass die entsprechenden Emissionsbilanzen mit zufriedenstellender Genauigkeit ermittelt werden können. Nur so kann eine neue Methodik von der UNFCCC genehmigt werden.

Weitere mögliche abfallwirtschaftliche Aktivitäten, die zu einer Emissionsreduktion führen, jedoch momentan noch nicht unter CDM berücksichtigt werden können, sind z. B.:

- Aufbringen biologischer Methanoxidationsschichten auf Deponien
- In-situ-Belüftung und Stabilisierung von Deponien (zwei entsprechende Methodikvorschläge werden derzeit vom Methodikbeirat geprüft, s. o.)
- Deponierückbau (ein entsprechender Methodikvorschlag ist abgelehnt worden, da darin nicht das FOD-Modell verwendet wurde)
- Wertstoffrückgewinnung und Ersatz von Primärrohstoffen

3.5.4 Bewertung des CDM in der Abfallwirtschaft

Abfallwirtschaftliche Aktivitäten werden durch eine Vielzahl von Stoffströmen, Behandlungs-/Entsorgungspfaden sowie Emissionsquellen und -senken charakterisiert. Darüber hinaus sind viele Emissionsquellen und -senken messtechnisch schwierig zu erfassen und müssen daher modellhaft abgebildet werden. Dies betrifft z. B. die Emissionen, die aus organischen Abfällen auf einer Deponie entstanden wären, oder diffuse Emissionen aus der offenen Kompostierung. Dieser komplexe Rahmen stellt erhebliche Herausforderungen an die sachgerechte Ermittlung der Treibhausgasemissionsbilanzen, die auch im bestehenden Methodikinventar reflektiert werden.

Grundsätzlich sind dabei Deponiegasprojekte in ihrer Bilanzierbarkeit erheblich einfacher abzubilden als Behandlungs-/Recyclingaktivitäten. Bei Deponiegasprojekten können die vermiedenen Emissionen sowie die Restemissionen aus der Projektaktivität relativ einfach durch Messungen der Deponiegas-/Abgasströme bestimmt werden, während bei der Abfallbehandlung vermiedene Emissionen mittels Modellen abgeschätzt und vielfältige Emissionspfade innerhalb der Projektaktivität (Emissionen aus der Behandlungsanlage, Restemissionen und Gutschriften aus den Behandlungserdukten) berücksichtigt werden müssen. Gleichzeitig bedingt eine Abfallbehandlung gegenüber der Deponierung und Gasfassung in jedem Fall höhere Kosten. Aus diesen Umständen resultiert, dass Deponiegasprojekte zunächst deutlich einfacher und kosteneffizienter als anspruchsvollere Behandlungsverfahren erscheinen.

Der CDM kann dieses Ungleichgewicht offensichtlich nicht aufheben: Während bis Ende November 2008 94 Deponiegasprojekte registriert waren (89 Groß- und fünf Kleinprojekte), waren 42 Projekte zur Behandlung von Abfällen (sechs Groß- und 36 Kleinprojekte) als CDM-Projekte registriert.

Diese Verteilung widerspricht der abfallwirtschaftlichen Zielhierarchie in Deutschland, z. B. gemäß dem deutschen Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz. Demnach geht „Vermeidung vor Verwertung vor Behandlung vor Entsorgung“. Besonders gravierend ist dabei, dass eine Vielzahl von Deponiegasprojekten an neuen oder noch in Betrieb befindlichen Deponien angesiedelt ist. Die Umsetzung eines CDM-Vorhabens mit Laufzeiten von zehn bis 21 Jahren an solchen Standorten bedingt, dass die Deponierung noch über Jahre festgeschrieben wird. Damit werden auch mittelfristig alternative Behandlungsverfahren an diesen Standorten wenig wahrscheinlich (sog. „Carbon Lock-in“).

Die Tatsache, dass dieser hohe Klimaschutzbeitrag von Behandlungs-/Recyclingtechnologien unter dem CDM derzeit nicht voll ausgenutzt werden kann, ist insbesondere mit den folgenden Umständen zu begründen:

- Ein Teil der Emissionsgutschriften, z. B. aus dem Recycling, können im bestehenden Methodikinventar noch nicht berücksichtigt werden.
- Die komplexen Emissionspfade bei Behandlungs-/Recyclingsverfahren bedingen komplexe Methodiken. Ein erhöhter Monitoringaufwand ist die Folge dieser Komplexität. Die bestehenden Methodiken, insbesondere die AM0025, stellen an einigen Stellen unrealistisch hohe Anforderungen oder schlagen sehr ungünstige Standardwerte vor. Diese methodischen Herausforderungen lassen Projekte unter AM0025 als wenig attraktiv erscheinen.

Gleichzeitig muss festgehalten werden, dass die bestehenden Deponiegasprojekte überwiegend die Erwartungen nicht erfüllen konnten und nur ca. ein Drittel der erwarteten Emissionsreduktionen erzielt haben. Dies ist dadurch zu begründen, dass a) die Prognosegenauigkeit des Gaspotenzials bei den meisten Deponien nur sehr begrenzt ist (dieses Problem ist auch künftig zu erwarten, sofern es sich nicht um geordnete Deponien handelt) und b) den Monitoringanforderungen offensichtlich insbesondere in der Anfangsphase des CDM nicht hinreichend Aufmerksamkeit geschenkt wurde. Insgesamt belegt dies, dass Deponiegasprojekte ein deutlich geringeres Emissionsreduktionspotenzial aufweisen, als vielfach erhofft, und dass solche Projekte mit erheblichen Leistungsrisiken behaftet sind. Behandlungsprojekte weisen dem gegenüber eine höhere Planungssicherheit auf, insbesondere da die Referenzfallemissionen vorab besser abgeschätzt werden können. Ein Wechsel in der abfallwirtschaftlichen Strategie – also die konsequente Verbesserung der Voraussetzungen für Behandlungsprojekte – könnte diese Problemstellungen also begrenzen. Bestehende sowie künftige abfallpolitische Hilfestellungen öffentlicher Träger, z. B. des BMU, können eine wesentliche Rolle spielen, um einen entsprechenden Politikwechsel im Abfallsektor in den jeweiligen CDM-Gastgeberländern zu unterstützen.

Um die ökologischen Vorteile von Behandlungs-/Recyclingverfahren besser ausschöpfen zu können, ist es auf fachlicher Ebene empfehlenswert,

- die derzeit bestehenden methodischen Schwierigkeiten zu beheben und die entsprechenden Methodiken praxistauglicher zu gestalten sowie
- das bestehende Methodikinventar auszuweiten.

4 Realisierung abfallwirtschaftlicher Projekte im Kontext von Emissionshandel und Klimaschutz

Maßnahmen in der Abfallwirtschaft mit positiver Auswirkung auf den Klimaschutz lassen sich im Wesentlichen einer der zwei folgenden Hauptstoßrichtungen zuordnen:

- **Reduzierung von Emissionen aus Abfall, der in der Vergangenheit auf Deponien unterschiedlichster Standards abgelagert wurde**
Die wichtigste Maßnahme hierfür ist die Abdichtung von Deponien mit anschließender Verbrennung des kontrolliert abgefangenen Methans.
- **Reduzierung von Emissionen aus Abfall, der in der Zukunft anfällt**
Die Behandlung dieser Abfälle trägt dazu bei, dass spätere Methanemissionen aus Abfällen reduziert bzw. fast vollständig vermieden werden.

In diesem Kapitel wird insbesondere auf Maßnahmen eingegangen, die darauf abzielen, Methanemissionen aus zukünftig erzeugtem Abfall zu reduzieren. Dabei werden Antworten auf wichtige Fragestellungen gegeben, die sich im Zuge einer Projektanbahnung und -entwicklung ergeben können:

Fragestellung	zu finden in Abschnitt
Welche Potenziale zur Minderung von Treibhausgasen (THG) bietet die Abfallwirtschaft in ausgewählten Ländern? Was sind die wesentlichen Erfolgsfaktoren bei einer Projektrealisierung unter Nutzung des CDM?	4.1
Wie können die Minderungspotenziale von Abfallbehandlungsverfahren bereits in einem frühen Stadium orientierend abgeschätzt werden?	4.2
Mit welchen Kosten muss bei der Realisierung moderner Abfallbehandlungsverfahren kalkuliert werden? Wie hoch sind die Vermeidungskosten je vermiedener Tonne CO ₂ e mit diesen Verfahren?	4.3
Wie lässt sich in der Praxis die Menge der generierbaren Emissionsrechte konkret berechnen?	4.4
Welche weiteren Problemfelder sind typisch für die Konzeption und Realisierung eines abfallwirtschaftlichen CDM-Projekts? Wie können die Anforderungen an die Beprobung der zu behandelnden Abfälle erfüllt werden?	4.5

Alle Abschnitte werden ergänzt durch Tabellen, Grafiken oder Hinweisblöcke, in denen wichtige Informationen zusammengefasst oder Praxiserfahrungen beschrieben werden. Ausführliche Angaben zu den Abfalltechniken und deren Kosten können *Anhang II: Abfallwirtschaft* entnommen werden.

4.1 Einflussfaktoren auf die Realisierbarkeit von CDM-Projekten

4.1.1 Treibhausgasemissionen aus abgelagerten Abfällen

Zur Reduzierung zukünftiger Emissionen aus in der Gegenwart bzw. in der Zukunft anfallenden Abfällen steht ein breites Spektrum an modernen Behandlungstechniken zur Verfügung. Emissionen aus Abfällen, die in der Vergangenheit deponiert wurden, können dagegen lediglich (unter Inkaufnahme von Verlusten) abgefangen und verbrannt bzw. energetisch verwertet werden. Das aus wirtschaftlichen und systemimmanenten Gründen am leichtesten erschließbare Klimaschutzpotenzial wird in den betrachteten Ländern bis auf absehbare Zeit auch weiterhin durch Sanierungen alter Deponien einschließlich der Errichtung von Anlagen zur Entgasung und Verbrennung der Deponiegase bestehen. Hinweise auf die dadurch erschließbaren Potenziale ergeben sich aus den in Tabelle 10 (für ausgewählte Länder) und Tabelle 11 (für ausgewählte Weltregionen) dargestellten Methanemissionen aus Deponiekörpern.

Tabelle 10: Methanemissionen aus Deponien in ausgewählten Ländern; Quelle: National Communications der Länder an UNFCCC, U.S. EPA, Öko-Institut)

Region/Land	Methanemissionen aus Deponien in Mio. tCO ₂ e /a			
	Emissionen in 1994 (bzw. anderem Bezugsjahr) lt. National Communications	2000 n. U.S. EPA	2010 n. U.S. EPA ²	2020 n. U.S. EPA ²
Ägypten	5,5 in 1990/1991	4,9	6,0	7,1
Brasilien	14	15	17 (24,00)	20 (35)
China	43	89	133 (74,00)	195 (103)
Indien	12	15	17,10 (55,00)	19 (84)
Indonesien	8,4 ¹	9,1	10,20	11
Kasachstan	4,1	3,2	3,1	3,1
Russland	37,80 (1990 lt. U.S. EPA)	35	33 (38)	31 (39)
Serbien	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Südafrika	16	16	17	16
Tunesien	0,86	k.A.	k.A.	k.A.
Ukraine (1998)	4,7 in 1990	4,8 (in 2004 lt. Nat. Com.)	15 (12,00)	18 (11)

Die Werte in der Tabelle repräsentieren die in CO₂-Äquivalente umgerechneten Methangasemissionen aus Deponien (d. h., die CH₄-Emission wurde mit dem Faktor 21 multipliziert).

¹ Die Zahl enthält auch die Emissionen aus dem Abwasser, da aus den Mitteilungen der indonesischen Regierung an UNFCCC keine Differenzierung möglich ist.

² In Klammern ergänzend die vom Öko-Institut (2007) berechneten Vermeidungspotenziale (gegenüber Status quo) durch modernes Abfallmanagement einschl. kontrollierter Deponiegaserfassung- und -behandlung.

Zum Teil liegen die vom Öko-Institut berechneten zusätzlichen Vermeidungspotenziale über den von der U.S. EPA geschätzten Emissionen aus Deponien. Dafür gibt es mehrere Gründe. Beispielsweise sind unterschiedliche Prognosemodelle zum Emissionsverhalten von Deponien genutzt worden. Zum anderen wurden jeweils unterschiedliche Annahmen sowohl zu den deponierten Mengen als auch zum derzeitigen Gaserfassungsgrad getroffen.

Um die Möglichkeiten durch moderne Abfallbehandlungstechniken in den betrachteten Ländern genauer quantifizieren zu können, müssen die eigentlichen Quellen der so vermiedenen Emissionen exakt lokalisiert werden. Dies betrifft vorrangig die Unterscheidung in Emissionen aus bereits erfolgten Ablagerungen und solche, die im Fall einer zukünftigen Ablagerung entstanden wären. Diese Unterscheidung hätte beispielsweise zur Folge, dass im Fall einer konsequenten Umsetzung modernen Abfallmanagements ab dem Jahr 2010 die für das Jahr 2020 prognostizierten Emissionen unter sonst unveränderten Rahmenbedingungen in der Abfallwirtschaft der Länder nicht in vollem Ausmaß zu verzeichnen wären; stattdessen könnten die jeweiligen Host Countries Reduzierungserfolge an die UNFCCC melden.

Das folgende Schaubild illustriert diesen Zusammenhang: Die letzte Ablagerung auf der exemplarisch angenommenen Deponie erfolgt im Jahr 2010. Die Deponie wird anschließend geschlossen und der zukünftig anfallende Abfall stattdessen unter Freisetzung von CO₂ behandelt bzw. verwertet oder beseitigt. Die CH₄-Emissionen aus der Deponie beginnen umgehend zu sinken, da keine weiteren Ablagerungen das Emissionspotenzial der Deponie erhöhen.

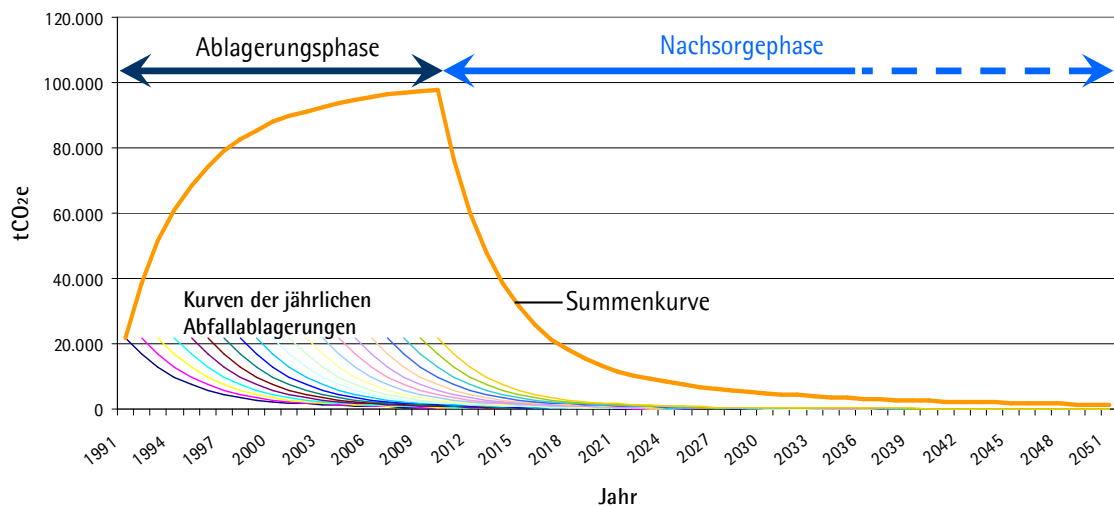


Abbildung 18: Verlauf der Methanemissionen einer beispielhaften bis zu einer angenommenen Beendigung der jährlichen Ablagerungen im Jahr 2010

Quelle: eigene Darstellung in Anlehnung an Pfaff-Simoneit (2007)

Aus der Addition der Emissionskurven der jährlichen Ablagerungen errechnet sich eine Summenkurve der Methanemissionen. Die aus einer Verbrennung von Methan resultierenden CO₂-Emissionen sind hierbei nicht berücksichtigt, da sie verhältnismäßig gering und damit für den Verlauf der Summenkurve unerheblich sind. Umgehend nach der Beendigung der Ablagerungen Ende 2010 beginnt im Beispiel die jährliche Emissionsmenge rapide zu sinken.

Aufgrund der dargestellten Zusammenhänge können folgende Schlussfolgerungen für abfallwirtschaftliche Projekte in den Zielländern gezogen werden:

- Deponieentgasungsprojekte können zu einer schnellen Reduzierung von Emissionen aus bestehenden Deponien führen.
- Je weniger Zeit zwischen dem Ende der Deponierung von Abfallmengen und dem Start der Entgasung und Behandlung (Verbrennung) von Deponiegas vergeht, desto größer ist die Treibhausgasminderung. Die Entstehungsrate von Emissionen ist in den ersten Jahren sehr hoch und lässt mit der Zeit immer stärker nach, bis sie sich asymptotisch der Nulllinie nähert.
- Modernes Abfallmanagement stellt eine gute Möglichkeit dar, die für die Jahre 2010 bis 2020 prognostizierten Methanemissionen aus Abfallablagerungen zu vermeiden. Die in Tabelle 10 und Tabelle 11 angegebenen Schätzwerte würden in einem solchen Fall für die Zielländer nicht eintreten.
- Die geschätzten Emissionen aus Deponien stellen die Referenzwerte für abfallwirtschaftliche Maßnahmen dar. Sie geben eine Größenordnung der Baseline-Emissionen für CDM- bzw. JI-Projekte wieder.

4.1.2 Minderungspotenziale in ausgewählten Weltregionen

Tabelle 11 liefert orientierende Angaben zu Deponiegasemissionen ausgewählter Weltregionen.

Tabelle 11: Methanemissionen aus abgelagerten Abfällen in ausgewählten Weltregionen; Berechnungen des bifa auf der Datenbasis von U.S. EPA und Öko-Institut (2007)

Region/Land	Methanemissionen aus Deponien in Mio. tCO ₂ e /a		
	2000 n. U.S. EPA	2010 n. U.S. EPA ¹	2020 n. U.S. EPA ¹
Afrika (ges. Kontinent)	92	111 (105)	146 (130)
Australien/Neu-seeland	9	11	14
Ehemalige Sowjetunion (u. Nicht-EU)	61	63	65
EU-27	110	78	69
Lateinamerika	86	99	109
Mittlerer Osten (inkl. OPEC-Staaten)	45	57	83
Non-EU Eastern Europe	13	14	14
Sub-Sahara ²	78	85	90
Süd- und Südostasien	86	102	115
USA	131	157/125 ³	164

¹ In Klammern ergänzend die vom Öko-Institut (2007) berechneten Vermeidungspotenziale (gegenüber Status quo) durch modernes Abfallmanagement einschl. kontrollierter Deponiegaserfassung- und -behandlung.

² Das Gebiet Sub-Sahara umschließt die afrikanischen Länder südlich der Sahara. Diese Emissionen sind auch in denen des Kontinents Afrika enthalten. Die Emissionen Afrikas enthalten darüber hinaus insbesondere jene der afrikanischen MENA-Staaten (Staaten der Region Middle East und Northern Africa – beginnend bei Marokko im Nordwesten bis hin zu Iran im Südosten).

³ Die Abfallwirtschaft der USA hat sich zu freiwilligen Maßnahmen zur Reduzierung der Methangasemissionen verpflichtet. Würden diese Maßnahmen vollständig umgesetzt, würde der niedrigere Wert erreicht.

Die Methanemissionen steigen in den kommenden Jahren weltweit – mit Ausnahme der EU-27-Staaten – an. Dies ist ein Indiz dafür, dass die in Europa praktizierte Kreislaufwirtschaft in Verbindung mit modernen Abfallbehandlungstechniken zu Emissionsminderungen beiträgt.

4.1.3 Berücksichtigung sozioökonomischer Randbedingungen in der Projektvorbereitung

Die Realisierbarkeit eines Behandlungsverfahrens in Entwicklungs- und Transformationsländern hängt nicht nur von den derzeitigen oder prognostizierten Abfallmengen und den zu erwartenden Emissionsminderungspotenzialen ab, sondern in großem Maße auch von den sozioökonomischen Randbedingungen vor Ort. Solche Randbedingungen können beispielsweise sein:

- Kosten für die Errichtung und den Betrieb der Behandlungsanlagen (Investitions- und Betriebskosten)
- Existenz eines Marktes für Output-Produkte der Abfallbehandlungsanlagen
- Wirtschafts- und Kaufkraft als Indizien für die Finanzkraft der Kommunen bzw. der Haushalte zur Begleichung der mit der Abfallentsorgung verbundenen Kosten

Beispiel 6: Vertragliche Regelungen und die Realität

In Indien wurde eine anaerobe mechanisch-biologische Behandlungsanlage (MBA) für Hausmüll errichtet. Diese Anlage sollte etwas außerhalb der Stadt errichtet werden. Von der Stadtverwaltung erhielt der Betreiber vertraglich das Recht auf die exklusive Behandlung des städtischen Hausmülls zuerkannt. Nach der Eröffnungsfeier warteten die Betreiber auf die Anlieferung der Abfälle. Jedoch vergebens!

Was war geschehen?

Da die Lkw-Fahrer nicht kontrolliert wurden, verkippten sie ihre Fracht einfach in stadtnahe Gräben und auf brachliegenden Grundstücken. Die Fahrer strichen das vor der Fahrt ausgehändigte Benzingeld lieber selbst ein. Ein lukratives Zubrot!

Die MBA dagegen ging leer aus und wurde schließlich wieder stillgelegt.

Einem Projektentwickler wird empfohlen, bei der Entwicklung eines Projekts die genannten Randbedingungen individuell für das jeweilige Zielland u. a. anhand der drei Faktoren zu prüfen.

Tabelle 12: Faktoren zur Prüfung sozioökonomischer Randbedingungen bei der Realisierung abfallwirtschaftlicher Projekte; Auswahl geeigneter Informationsquellen

Faktor	Geeignete Informationsquelle (Beispiel)
Arbeitskosten von Industriearbeitern	ILO (2008); U.S. Dept. of Labor (2008); OECD (2008); ECONSTATS™ (2008)
Markt- bzw. Verkaufswert von eigenproduzierter Energie	Strompreise: <ul style="list-style-type: none"> • http://www.powerstandards.com • http://www.eia.doe.gov/emeu/international/elecprh.html • NUS (2007)
Bruttoinlandsprodukt je Einwohner	CIA World Factbook (2008);

Auf Basis einer Analyse der Einzelfaktoren sowie des sich daraus ergebenden Gesamtbildes ist es so möglich, das Potenzial eines Behandlungsverfahrens realistisch abzuschätzen.

Eine Besonderheit in den Entwicklungs- und Transformationsländern sind die zum Teil großen Unterschiede zwischen ländlichen und städtischen Gebieten hinsichtlich abfallwirtschaftlicher Grundmerkmale (Abfallzusammensetzung, Abfallmenge je Einwohner) sowie sozioökonomischer Kennzahlen. Es erscheint daher angebracht, unterschiedliche Grundpräferenzen für die Behandlungsverfahren anzusetzen. In ländlichen Gebieten sind tendenziell eher finanzschwache Haushalte und Kommunen mit entsprechend geringem Potenzial zur Finanzierung aufwendiger Abfallbehandlungsverfahren vorzufinden; in städtischen Gebieten ist die durchschnittliche Kaufkraft der Bevölkerung größer, sodass direkt (in Form von Abfallgebühren) oder indirekt (in Form einer steuerfinanzierten Entsorgungswirtschaft) höhere Investitionen auch in komplexere Behandlungsverfahren möglich erscheinen.

4.1.4 Bedeutung des informellen Sektors

In den meisten Ländern der betrachteten Regionen gibt es Ansätze einer Recyclingwirtschaft für

Beispiel 7: Der informelle Sektor

In einer Stadt auf der arabischen Halbinsel wurden Abfallanalysen, die an den Abfallerzeugungsorten durchgeführt worden waren, als Grundlage für die Konzeption einer Behandlungsanlage herangezogen.

Das Projekt sollte als CDM-Projekt zugelassen werden. Leider stellte sich am Tag der Inbetriebnahme der Anlage heraus, dass sich die Müllzusammensetzung der angelieferten Abfälle maßgeblich von der aus der Abfallanalyse prognostizierten unterschied. Verantwortlich dafür waren die Waste Pickers, die Zugriff auf die Müllsammelbehälter hatten. Sie sortierten die hochkalorischen Bestandteile des Siedlungsabfalls aus und entzogen dem Projekt damit die wirtschaftliche Grundlage, sodass die Anlage kurz darauf wieder stillgelegt werden musste.

nicht organische Stoffe. Diese Ansätze unterscheiden sich von der Kreislaufwirtschaft europäischer Schule dadurch, dass sie sehr stark marktorientiert und daher selektiv ausgerichtet sind:

Abfälle werden nur dann aussortiert, wenn es dafür einen Markt gibt, und nicht, weil das Aussortieren gesetzlich geregelt ist. Die Entsorgung von Abfällen, für die es keinen natürlichen Markt gibt, stellt ein Problem dar.

Die Recyclingwirtschaft beruht in vielen Entwicklungs- und Schwellen-

ländern auf den Aktivitäten von Menschen im informellen Sektor. Für diese privaten Müllsammler – auch als *Waste Pickers* oder *Scavengers* bezeichnet – ist das Sammeln, Sortieren und auch Recycling verkäuflicher Wertstoffe zum Überleben notwendig, sofern in ihrem nahen Umfeld keine anderen vergleichbaren Tätigkeiten gefragt sind (siehe auch Hinweis 8). Die im informellen Sektor praktizierte Sortierung lässt sich grundsätzlich in drei Arten unterscheiden:

- a) Beim Verursacher: Dies wird oftmals in großen Siedlungsräumen praktiziert, entweder in Wohn- oder in Gewerbegebieten.
- b) Während der Sammlung: Der Sammler sortiert die Wertstoffe während des Aufladens und lagert sie in oder auf einem Transportfahrzeug.
- c) Auf der Deponie: Dies ist oftmals die einzige Einkommensquelle für Menschen, die auf oder in der Nähe einer Deponie leben.

Die Arbeit der Waste Pickers kann dann die Effizienz eines systematischen Sammelsystems mindern, wenn beide Systeme parallel laufen und nicht aufeinander abgestimmt oder miteinander verzahnt sind. Werden erfolgreiche Wege der Kombination gefunden, können die händischen Methoden

durchaus zu sehr hohen Verwertungsraten führen und einen wertvollen Beitrag zur Abfallentsorgung gerade in Ballungsräumen von Entwicklungs- und Schwellenländern leisten. Vor Ort, also in unmittelbarer Nähe der Anfallstellen, werden in diesen Ländern oftmals auch organische Abfälle, vorzugsweise Speiseabfälle, verwertet: Diese werden vielfach als Futter für Nutz- und Haustiere verwendet. In Einzelfällen kann diese biologische Verwertung bis zu 10 % der gewichtsbezogenen Abfallmengen betragen.

Als Muster ist das Zusammenspiel der Waste Pickers (in Ägypten auch „Zabbalin“ genannt) und Kontraktoren in Kairo zu nennen (Drabinski, 2009): Hauseigentümer verkaufen den sogenannten Kontraktoren das Entsorgungsrecht für ihr Haus. Die Kontraktoren erhalten damit das Recht, von den Hausbewohnern Müllgebühren zu verlangen. Das Recht zur Müllabholung auf einer bestimmten Route verkaufen die Kontraktoren wiederum an die Zabbalin, die bei profitablen Routen (z. B. wenn Hotels entsorgt werden) zusätzlich eine Art Provision an den jeweiligen Kontraktor leisten müssen. Die Zabbalin gewinnen aus dem Müll verschiedene Fraktionen und schaffen dadurch Recyclingraten von bis zu 95 %.

Moderne abfallwirtschaftliche Konzepte in Entwicklungs- und Schwellenländern setzen voraus, dass Wege gefunden werden, die im informellen Sektor tätigen Menschen einzubinden. Nur wenn es gelingt, die sozialen Umstände in den Zielländern ausreichend zu berücksichtigen, werden Abfallbehandlungstechniken, wie sie in der Studie vorgestellt werden, Erfolg haben. Die Einbindung kann auf unterschiedliche Weise erfolgen und von der Unterstützung bei effizienten Tourenplanungen über die Bereitstellung von Gerätschaften oder Abnahmeverträge für die sortierten Wertstoffe bis hin zu finanziellen Hilfestellungen zur Gründung von Müllsammler-Organisationen reichen. Gelingt es nicht, die in der Entsorgungskette – ob formell oder informell – tätigen Menschen einzubinden, kann es leicht zu unerwarteten negativen Effekten kommen (siehe auch Beispiel 6 und Beispiel 7). So wird beispielsweise aus Ägypten berichtet, dass zum Teil bis zu 20 % des gesammelten Hausmülls während des Transports verloren gehen – der Abfall wird auf wilden Deponien oder sogar in der unberührten Natur entsorgt. Das spart Transportkosten und -volumina und in Einzelfällen auch mit dem Abladen verbundene Kosten.

Die Waste Pickers sind bei ihrer Tätigkeit Gefährdungen durch Krankheitserreger unterschiedlichster Art ausgesetzt und haben keine soziale Absicherung. Eine Weiterentwicklung der Abfallwirtschaft in den Zielländern in Richtung eines verstärkten Einsatzes von Behandlungstechniken kann somit durchaus auch in beiderseitigem Interesse liegen – demjenigen der Projektentwickler bzw. Investoren wie auch demjenigen der im informellen Sektor tätigen Menschen.

Hinweis 8: Private Müllsammler, Waste Pickers, Scavengers – der informelle Sektor in der Abfallwirtschaft von Entwicklungsländern

Um die im informellen Sektor tätigen Menschen in formelle Abfallmanagementsysteme einzubinden, erscheinen **drei Prinzipien** als wesentlich:

Prinzip 1: Eine vertrauensvolle Zusammenarbeit aufbauen!

Um nach und nach eine vertrauensvolle Zusammenarbeit aufzubauen, ist es wichtig, von Beginn der eigenen Aktivitäten an den privaten Müllsammlern die Sicherheit zu vermitteln, dass ihre Aktivitäten durch das formelle System nicht unnötig oder unmöglich werden. Im Gegenteil: Man sollte den Menschen klar machen, dass der informelle Sektor als ein wertvoller Partner eines ganzheitlichen Abfallmanagementsystems verstanden wird.

Prinzip 2: Anerkennen, dass die Waste Pickers unternehmerisch tätig sind!

Nimmt man es genau, so ist der informelle Sektor einer von ganz wenigen Bereichen, die rein marktwirtschaftlich operieren – ihren Lebensunterhalt müssen sie in den meisten Ländern allein durch den Verkauf von Wertstoffen, die sie selbst aus dem Abfall separieren, oder ergänzend durch Beiträge der Abfallerzeuger finanzieren. Nur in den wenigsten Fällen gibt es staatliche Unterstützung.

Prinzip 3: Vorteile einer stärkeren Formalisierung!

Die Waste Pickers sind in hohem Maße abhängig von Entwicklungen auf den Rohstoffmärkten sowie Händlern und Zwischenhändlern. Das soziale Ansehen ist meist gering und die gesundheitliche Belastung sehr hoch. Die meisten Menschen im informellen Sektor sind durch glaubhaft vermittelte und einlösbare Vorteile einer stärkeren Formalisierung der Abfallentsorgung zu gewinnen. Hierzu gilt es, entsprechende Anreize zu entwickeln, am besten unter frühzeitiger Einschaltung einer örtlichen Müllsammler-Kooperativen, sofern vorhanden, oder Gründung einer solchen Kooperative.

4.1.5 Grundmerkmale der Abfallwirtschaft

Tabelle 13 gibt einen Überblick über wichtige abfallwirtschaftliche Merkmale in Abhängigkeit von den Einkommensverhältnissen.

Tabelle 13: Übersicht über wichtige Merkmale von Abfallwirtschaftssystemen in Abhängigkeit der Einkommensverhältnisse; eigene Darstellung in Anlehnung an Lacoste und Chalmin (2006)

	Länder mit niedrigem Pro-Kopf-Einkommen	Länder mit mittlerem Pro-Kopf-Einkommen	Länder mit hohem Pro-Kopf-Einkommen
Beispielländer	Ägypten, China, Indien, Indonesien	Brasilien, China, Russland, Südafrika	Deutschland, USA
Bruttoinlandsprodukt in US \$ pro Kopf	< 5.000	5.000 – 20.000	> 15.000
Durchschnittlicher Verbrauch an Papier und Karton in kg/a	< 20	20 – 70	130 – 300
Pro-Kopf-Hausmüllaufkommen in kg/a	150 – 250	250 – 550	350 – 750
Erfassungsrate in %	< 70	70 – 95	> 95
Policies im Abfallsektor	<ul style="list-style-type: none"> keine bzw. keine konsistente Strategie für die Abfallwirtschaft gesetzliche Regelungen erst im Entstehen begriffen keine funktionsfähigen Behördenstrukturen vorhanden keine Abfallstatistiken vorhanden 	<ul style="list-style-type: none"> Grundstrategie für die Abfallwirtschaft ist formuliert gesetzliche Regelungen sind vorhanden, Erfüllung (Compliance) aber nur bedingt gefordert Behördenstrukturen in der Abfallwirtschaft etabliert einfache Abfallstatistiken vorhanden 	<ul style="list-style-type: none"> Strategie für die Abfallwirtschaft implementiert strikte Gesetzeserfüllung gefordert Behördenstrukturen in der Abfallwirtschaft funktionsfähig umfängliche Abfallstatistiken vorhanden
Hausmüllzusammens.g in Gew.- %			
Organik	50 – 80	20 – 65	20 – 40
Papier und Karton	4 – 15	15 – 40	15 – 50
Kunststoffe	5 – 12	7 – 15	10 – 15
Metalle (Fe und N-Fe)	1 – 5	1 – 5	5 – 8
Glas	1 – 5	1 – 5	5 – 8
Feuchte des frischen Hausmülls in %	50 – 80	40 – 60	20 – 30
Heizwert in kJ/kg	3.000 – 4.700	4.700 – 6.000	6.000 – 11.000
Anteil wilder Deponien (Ablagerungen) an Gesamtzahl Deponien	> 50	< 10	0
Recycling	Anteil des informellen Sektors: bis zu 20 %	Organisiertes Recycling: 5-10 % des Hausmülls	Recycling: > 20 % des Hausmülls

Anhand der Daten kann eine grobe Vorauswahl möglicher Behandlungstechniken bzw. -pfade für bestimmte Länder getroffen werden, die durch genaue Analysen vor Ort geprüft werden müssen. Zudem kann eine erste Abschätzung der Emissionsminderungspotenziale näherungsweise mithilfe der in den Abbildungen in Abschnitt 4.2 abzulesenden Organikgehalte durchgeführt werden.

4.2 Orientierende Abschätzung von Emissionsminderungspotenzialen

Bei der Entwicklung einer abfallwirtschaftlichen CDM-Projektidee ist es notwendig, im Vorfeld eine Potenzialabschätzung durchzuführen. Dazu gehört insbesondere eine Abschätzung der mit dem Projekt erzielbaren Emissionsminderungen. Eine erste Abschätzung kann anhand folgender Parameter vorgenommen werden kann:

- Biomasseanteil = Organikanteil des Abfalls
- CO₂-Intensität des Strommix im Netz (relevant bei Gutschriften durch Strom- und Wärme-einspeisung)
- Gewählte Behandlungstechnologie

Hinsichtlich der Abfallmenge und des Organikanteils (in Gew.-%) ist anzumerken, dass es in wärmeren Ländern zu erheblichen Gewichtsverlusten während der Erfassung und des Transports von Hausmüll kommen kann. Aus Ägypten wird beispielsweise von Gewichtsverlusten zwischen 10 und 20 % berichtet.

Der Betrachtungszeitraum für die im Folgenden berechneten CO₂e-Minderungspotenziale beträgt 50 Jahre. Sie repräsentieren die nach naturwissenschaftlichen Gesichtspunkten maximalen Minderungspotenziale. Diese unterscheiden sich von den Potenzialen, die mit den von der UNFCCC anerkannten Methodiken berechnet werden können.⁹

In Abbildung 19 ist der Zusammenhang zwischen dem Organikanteil im Abfall und den zu erwartenden Emissionsminderungspotenzialen gegenüber einer ungeordneten Deponie für die Behandlungstechnologie MBA abgebildet.¹⁰

1 Tonne Abfall besitzt in den Beispielländern Serbien und Tunesien bei einem Organikgehalt von rd. 50 % ein Minderungspotenzial von etwa 1.100 tCO₂e/t Abfall, bei 25 % Organikanteil hingegen nur noch knapp 500 tCO₂e/t Abfall und bei 75 % Organikanteil etwa 1.800 tCO₂e/t Abfall.

Somit besitzt die Höhe des Organikanteils sehr großen Einfluß auf das Einsparpotenzial: Je höher der Organikanteil, umso höher das THG-Minderungspotenzial beim zu behandelnden Abfall. Hingegen ist der Einfluß des lokalen Strommixes auf das THG-Minderungspotenzial bei Deponien als gering anzusehen, wie die nahezu übereinander gelagerten Emissionsminderungspotenzialkurven in Abbildung 19 für das Land Tunesien und Serbien zeigen. Zudem ist das gesamt erreichbare THG-Minderungspotenzial relativ gering, verglichen mit einer MBA oder einer MVA (vgl. Abbildung 20 und Abbildung 21). Das Minderungspotenzial einer MVA weist dagegen durchaus eine Abhängigkeit vom Strommix des Landes auf, wie ebenfalls der Abbildung 21 am Beispiel Serbien entnehmen ist.

Bei einem Strommix von 500 gCO₂e/kWh Strom sind bei einem Organikgehalt von unter 15 % bzw. bei 900 gCO₂e/kWh unter 10 % Organikanteil aller Voraussicht nach keine THG-Emissionsreduktion zu erreichen.

⁹ Das absolute CO₂e-Minderungspotenzial gibt die im Zeitraum 50 Jahre nach Start eines abfallwirtschaftlichen Projekts vermeidbare Menge Treibhausgase an, berechnet über ökobilanzielle Betrachtungen. Laut CDM-Statuten können davon maximal die Emissionsreduzierungen der ersten 21 Jahre „gutgeschrieben“ werden.

¹⁰ Die MBA wird hier unabhängig vom Strommix betrachtet, da diesem Behandlungsverfahren ohne energetische Verwertung des Outputs (z. B. in Form von EBS in einer WtE Plant) keine Gutschriften für Emissionen angerechnet werden können, die sonst durch eine Substitution fossiler Energieträger entstanden wären. Somit ist der Strommix des Landes nicht entscheidend für die erzielbaren THG-Emissionsminderungen.

Eine MVA ohne Abwärmenutzung würde in Serbien bei einem Organikgehalt von 50 % in etwa dasselbe Minderungspotenzial besitzen wie eine MBA (rd. 1.100 tCO₂e/t Abfall) führen. Bei einem Organikanteil von 75 % schneidet die MVA deutlich besser ab: 2.100 bis 2.200 tCO₂e/t Abfall.

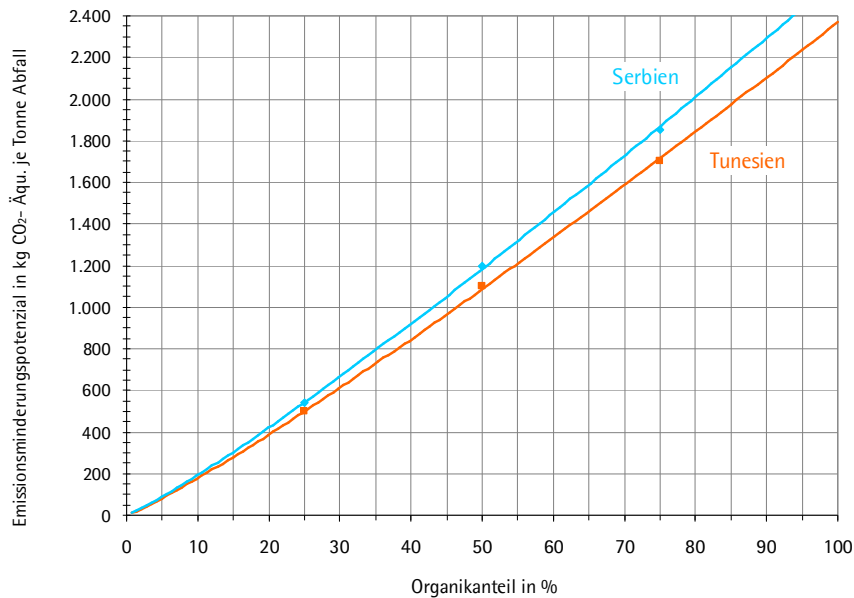


Abbildung 19: Orientierendes THG-Minderungspotenzial einer MBA gegenüber einer Deponie ohne Deponiegasabfackelung in Abhängigkeit vom Organikanteil am Beispiel der Länder Serbien und Tunesien (Strommix hat bei MBA-Technik vernachlässigbaren Einfluss)

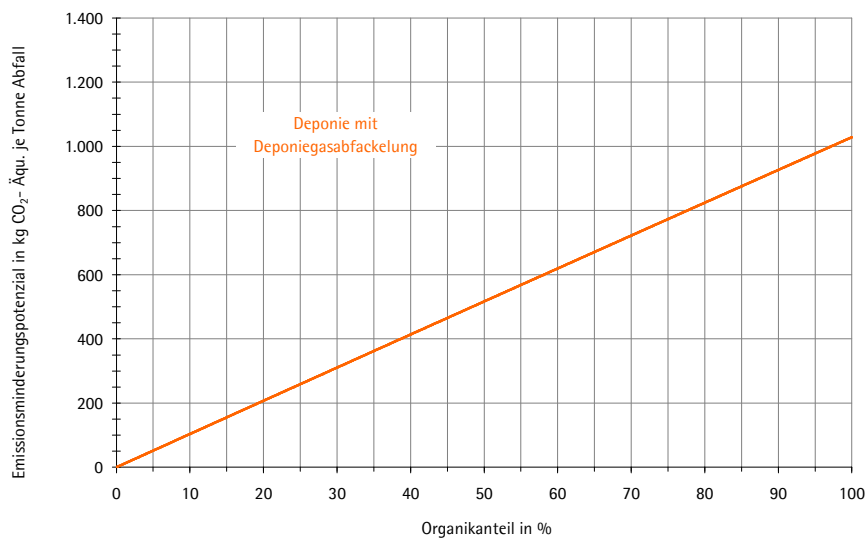


Abbildung 20: Orientierendes THG-Minderungspotenzial einer Deponie mit Deponiegasabfackelung gegenüber einer Deponie ohne Gaserfassung in Abhängigkeit vom Organikanteil im Abfall

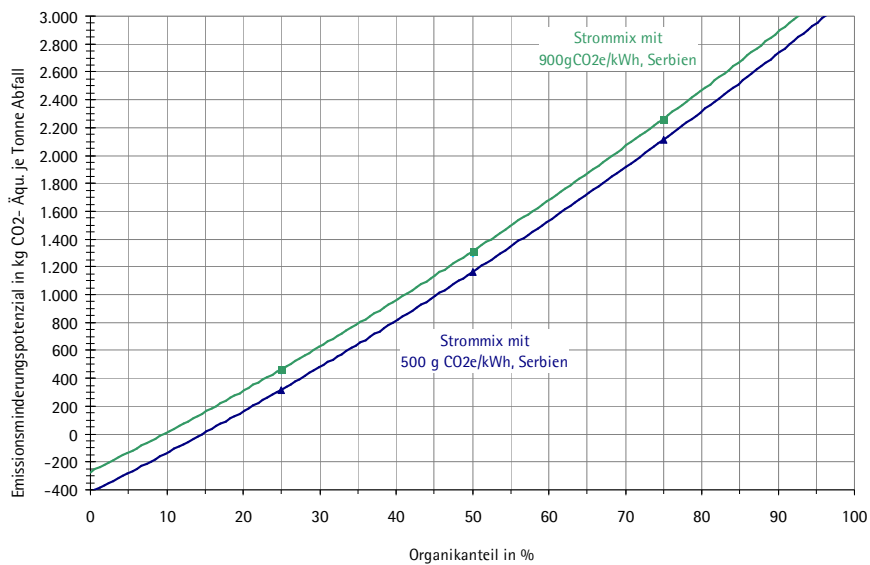


Abbildung 21: Orientierendes THG-Minderungspotenzial einer MVA gegenüber einer Deponie ohne Deponiegasabfackelung in Abhängigkeit vom Organikgehalt und einer hypothetischen Emissionsintensität des Strommixes von 500 bzw. 900 gCO₂e/kWh am Beispiel der abfallwirtschaftlichen Grunddaten Serbiens (MVA ohne Abwärmenutzung)

Hinweis 9: Werte aus dem Diagramm ersetzen nicht Berechnungen nach der anzuwendenden Methodik

Die aus den Grafiken ablesbaren Emissionsminderungen entsprechen nicht den über CDM oder JI tatsächlich generierbaren Emissionsrechten (CER oder ERU). Der Hauptgrund ist, dass diese beiden Instrumente maximal mögliche Kreditierungszeiträume vorgeben (bei CDM max. 21 Jahre).

Investoren und Projektentwickler können anhand der Grafiken aber abschätzen, ab welchem Organikgehalt eine Behandlungstechnik ernsthaft in Betracht gezogen werden kann. Zur genauen Prüfung des erhofften Projekterfolgs sollten im Einzelfall immer Berechnungen nach den jeweils zutreffenden CDM-Methodiken – z. B. AM0025 – durchgeführt werden (siehe Abschnitt 4.4). So kann es durchaus sein, dass ein anderer Parameter als der Organikgehalt den entscheidenden Ausschlag zugunsten einer bestimmten Behandlungstechnik liefert.

Zusammenfassung

Insgesamt ergeben sich bei hohen Organikgehalten im Abfall durch moderne Behandlungsverfahren wie MBA und MVA über Zeiträume von 50 Jahren hinweg deutlich höhere THG-Minderungspotenziale, als mit moderner Deponietechnik erreicht werden können. Bereits ab Organikgehalten von mehr als 5 % (MBA) bzw. 25 % (MVA) sind die Menge der reduzierbaren Tonnen CO₂e gegenüber einer Deponierung höher und liegen im Fall eines 50%igen Organikanteils bei etwa dem Doppeltem gegenüber einer Deponierung. Mit einer MVA sind bei Organikgehalten ab 50 % die höchsten Minderungspotenziale zu erzielen. Ähnliche Potenziale sind auch mit einer Kombination

von MBA und WtE Plants erreichbar. Die beschriebenen Zusammenhänge werden in Abbildung 22 im Überblick dargestellt.

Ein weiterführendes Instrument zur Berechnung von THG-Emissionen abfallwirtschaftlicher Maßnahmen hat die Kreditanstalt für Wiederaufbau (KfW) in Zusammenarbeit mit der Gesellschaft für technische Zusammenarbeit (GTZ) entwickelt. Der sogenannte „Klimarechner“ benötigt Angaben wie Länderklima oder Technikstandard und kann konkrete Projekte in Entwicklungs- und Schwellenländern detaillierter darstellen und orientierend die Potenziale zur Emissionsreduzierung, ähnlich der Systematik in Abbildung 22 abschätzen.

Ansprechpartner Klimarechner: Wolfgang Pfaff-Simoneit

KfW Entwicklungsbank
Tel. +49 (0)69 7431-4145
E-Mail: wolfgang.pfaff-simoneit@kfw.de
www.kfw.de

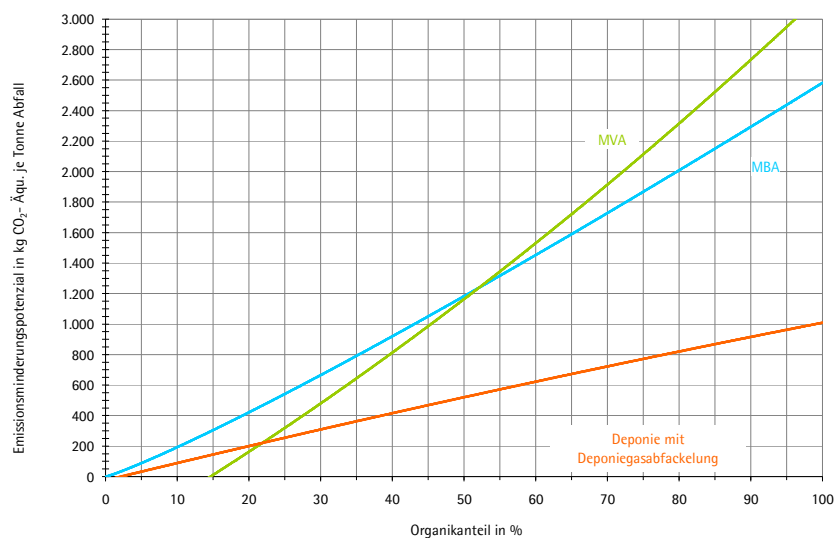


Abbildung 22: Orientierendes THG-Minderungspotenzial einer Deponie mit Deponiegasabfackelung, einer MVA und MBA in Abhängigkeit vom Organikanteil, berechnet für eine hypothetische Emissionsintensität des Strommixes von 500 gCO₂e/kWh (MVA ohne Abwärmenutzung) im Vergleich zu einer ungeregelten Deponie ohne Deponiegasfassung

4.3 Orientierende Abschätzung der CO₂e-Vermeidungskosten von Abfallbehandlungstechniken

In Abhängigkeit von den Investitions- und Betriebskosten ergeben sich für jede Behandlungstechnik oder Kombinationen von Techniken spezifische Vermeidungskosten. Durch den Vergleich der Vermeidungskosten mit den aus dem Verkauf der durch das Projekt generierbaren Emissionsrechte zu

erzielenden Einnahmen lässt sich orientierend feststellen, ob ein Projekt eine tragfähige wirtschaftliche Basis hat.

Eine ausführliche Beschreibung der Techniken und derzeitigen Investitionskosten kann Anhang II: Abfallwirtschaft entnommen werden.

Da die Betriebskosten stark vom Gastgeberland abhängen (Lohnkosten, Energiekosten usw.), sind die Investitionskosten die wichtigsten Einflussfaktoren der spezifischen Vermeidungskosten. Tabelle 14 liefert Orientierungswerte für die Vermeidungskosten, aufbauend auf den Investitionskosten verschiedener Varianten. In Industrieländern liegen die tatsächlichen Kosten tendenziell etwas über diesen Werten, in Entwicklungsländern dagegen können sie nach unten abweichen.

Tabelle 14: Spezifische Vermeidungskosten von Abfallbehandlungstechniken und der Deponierung in Abhängigkeit vom Organikanteil und Kreditierungszeitraum (orientierend)

Variante *	Spez. Vermeidungskosten in €/tCO ₂ e innerhalb des Kreditierungszeitraums (orientierend)			
	7	10	14	21
Projektlaufzeit in Jahren	7	10	14	21
30% Organik				
geord. Deponie	90	75	63	51
MBA*	68	57	48	37
MVA*	181	151	126	98
50% Organik				
geord. Deponie	44	37	31	25
MBA*	38	32	27	21
MVA*	72	60	50	39
70% Organik				
geord. Deponie	30	25	21	17
MBA*	26	22	18	14
MVA*	45	38	31	25

^{*)} Deponierungskosten für MBA und MVA Reststoffe wurden nicht berücksichtigt (siehe auch Informationen zur Reichweite von Deponien in Tabelle 21 im Anhang II: Abfallwirtschaft)

Beispielhaft wird im folgenden Abschnitt das Vorgehen bei der Berechnung von THG-Minderungspotenzialen eines fiktiven MBA-Projekts in Tunesien nach der Methodik AM0025 vorgestellt (vgl. Kapitel 3).

4.4 Anwendung der AM0025 am Beispiel eines MBA-Projekts

4.4.1 Hintergründe und Datenbasis

Die AM0025 wurde exemplarisch ausgewählt, da sie die zentrale Methodik im Bereich abfallwirtschaftlicher Projekte darstellt und die Methodiken AMS III.E und AMS III.F einschließt. An einem praktischen Beispiel werden im Folgenden wesentliche Bilanzierungsschritte zur Ermittlung mögli-

cher Gutschriften für eine mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlage (MBA) ermittelt (vgl. Abschnitte 1.5, 3.2.5, 3.2.6 und 3.2.7). Abbildung 23 zeigt qualitativ die wesentlichen Stoffströme und deren THG-Emissionspfade auf. Folgende Annahmen wurden für die Berechnungen entsprechend den Vorgaben der AM0025 getroffen:

- Land: Tunesien
- Strommix Tunesien: 627 gCO₂e/kWh
- Jährliche Abfallmenge: 50.000 t
- Für Tunesien typische Abfallzusammensetzung (vgl. Anhang IV: Deponiegasentwicklungsprognosen als Grundlage für CDM-Projekte im Bereich der Abfallbehandlung)
- Klima von Tunis: boreal trocken (Parameter gemäß IPCC)

Weitere Annahmen zur Berechnung der Gutschriften:

- Die Restemissionen während der Deponierung werden mit 5 % Methan angesetzt (konservativer Wert gemäß bisheriger Methodikauslegung).
- Zu deponierende Menge an Abfall nach der MBA: 37.500 t/a

Transportparameter innerhalb der Bilanzierungsgrenzen:

- Mittlere Transportwege: 50 km => 67.000 km/a
- Verbrauch der eingesetzten Lastkraftwagen: 25 Liter Diesel auf 100 km
- Die Ladekapazität eines Lastkraftwagens beträgt im Mittel 28 t.

Der Output der MBA wird wie folgt charakterisiert:

- 37.500 t/a an MBA-Output
- Keine Wertstoffgewinnung
- Restorganikgehalt des MBA-Outputs: 20 % (0,2)
- Zerfallkoeffizient für den Restorganikgehalt: 0,02

Energiebedarf für nachgeschaltete Deponie

- Dieserverbrauch: 0,35 kWh/t Abfall
- Stromverbrauch: 2 kWh/t Deponiegut

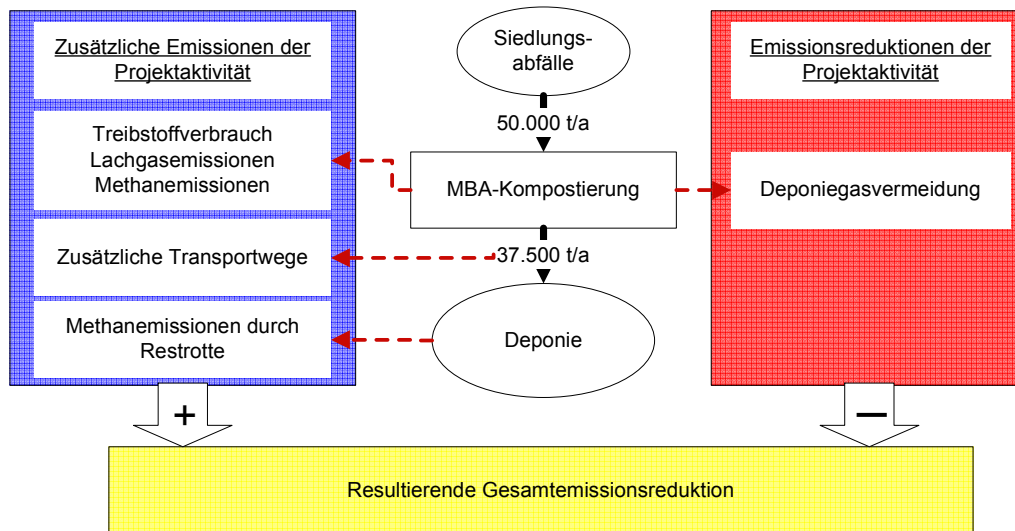


Abbildung 23: Darstellung der Bilanzierungsstruktur für die Emissionen einer MBA mit einfacher Kompostierung

4.4.2 Erläuterung zu den Gutschriften aus dem MBA-Projekt

Das Modell der MBA entspricht hier einer Vorbehandlungsanlage, in der nach einer Zerkleinerung eine Intensivrotte der Abfälle stattfindet. Um eventuelle Methanemissionen während des Rotteprozesses zu berücksichtigen, wird pauschal angenommen, dass 5 % der möglichen Gesamt-Methanemissionen trotz aktiver Belüftung der Mieten freigesetzt werden.

Es erfolgt keine Wertstoffgewinnung, d. h. der stabilisierte Abfall wird nach der Intensivrotte in der MBA direkt deponiert. Für das Deponat wird ein Restorganikgehalt von 20 % für den DOC_j angenommen, während für den Zerfallskoeffizienten der Wert von Holz gewählt wurde, da die während der Intensivrotte in der MBA schnell abbaubare Organik bereits umgesetzt wurde. Somit gelangen nur noch die biologisch schwerer abbaubaren Komponenten auf die Deponie.

Die Entwicklung über einen Zeitraum von 21 Jahren zeigt Abbildung 24.

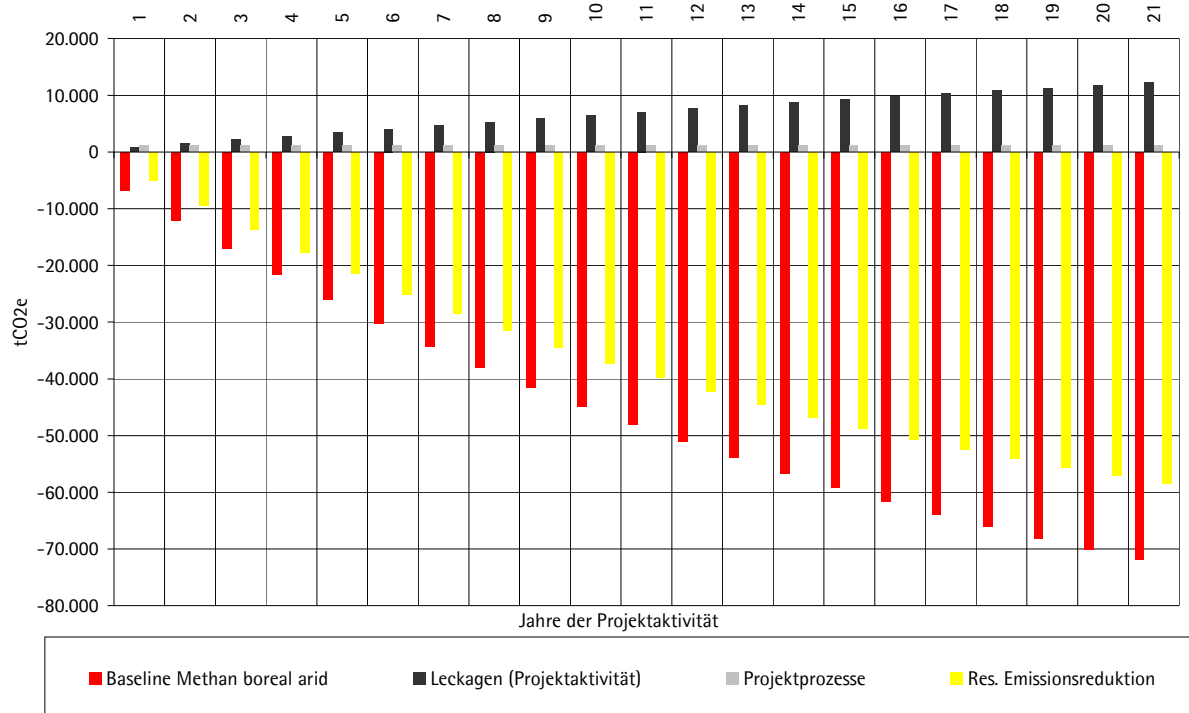


Abbildung 24: MBA mit reiner Kompostierung – Gegenüberstellung zweier Klimazonen

Die gebildeten Kategorien ergeben sich aus den Bilanzierungsoberbegriffen der AM0025.

Die in Rot abgebildeten Ergebnisse wurden mit dem FOD-Modell für den tunesischen Abfall und der Klimazone boreal-arid für Tunis ermittelt. Sie zeigt den zeitlichen Verlauf der Methanentwicklung eines Referenzszenarios (Baseline) – ungeordnete Deponie – für den maximalen Projektzeitraum von 21 Jahren. Diese Methanmenge ist negativ angesetzt, da sie im Rahmen des Projekts vermieden wird.

Die dunkelgrauen Säulen stellen die mithilfe der AM0025 berechneten Emissionen der Leckagen aus den Projektaktivitäten dar, im Wesentlichen Restemissionen aus der Deponie und Transportaktivitäten. Diese Parameter sind nicht klimaabhängig.

Die dritten, hellgrauen Säulen stellen die Behandlungsemissionen dar. Darunter fallen die Methan- und Lachgasbildung innerhalb anaerober Nester in den Kompostmieten sowie der Energieverbrauch im Rahmen des Behandlungsverfahrens (z. B. pauschal angesetzte 5 % Methanemissionen während der Intensivrotte). Auch diese Emissionen sind nicht klimaabhängig.

Zuletzt ergibt sich aus der Differenz der durch das Projekt entstehenden zusätzlichen Belastungen (dunkelgrau und hellgrau) und der Vermeidung der Methanentwicklung auf der Deponie (rot) die erzielte Emissionsreduktion in Tonnen CO₂e, repräsentiert durch die gelben Säulen.

Insgesamt ergeben sich unter Anwendung der AM0025 für die eingangs gesetzten Annahmen in Abbildung 24 beim Aufaddieren der Emissionen über verschiedene Projektzeiträume konkret die in Spalte 2 aufgezeigten Emissionsreduktionen. In Spalte 3 sind die möglichen Emissionsreduktionen für die Klimazone tropisch-humid (typisch für größere Gebiete Tunesiens) dargestellt.

Tabelle 15: Erzielte Emissionsminderung einer MBA im Rahmen der möglichen Projektlaufzeiten in verschiedenen Klimazonen (Abfallzusammensetzung der Stadt Tunis)

Kreditierungszeitraum in Jahren	Boreal-arid	Tropisch-humid
7	-123.240 tCO ₂ e	-189.021 tCO ₂ e
10	-227.499 tCO ₂ e	-262.524 tCO ₂ e
14	-402.274 tCO ₂ e	-398.923 tCO ₂ e
21	-781.786 tCO ₂ e	-639.611 tCO ₂ e

Im boreal-ariden Klima ergeben sich besonders in der Anfangsphase eines Projekts aufgrund der geringer angesetzten biologischen Abbaugeschwindigkeit der Abfallfraktionen geringere Emissionsreduzierungen als im tropisch-humiden Klima. Bei längeren Projektlaufzeiten gleichen sich jedoch die erzielbaren Emissionsminderungen an. Nach einer Projektlaufzeit von 21 Jahren liegen die mit der AM0025 berechenbaren Emissionsminderungen für boreal-arides Klima sogar über jenen für tropisch-humide Klimaregionen.

4.5 Überlegungen zur Projektentwicklung

4.5.1 Ausschreibung eines CDM-Projekts

Anmerkung: Die folgenden Empfehlungen richten sich v. a. an Beratungs- und Planungsbüros, die von Behörden in den Zielländern für die Gestaltung von Ausschreibungen engagiert werden.

Am Anfang eines abfallwirtschaftlichen Projekts steht meist eine öffentliche Ausschreibung. Soll der CDM genutzt werden, kann die gesamte Projektstruktur schnell derart komplex werden, dass lokale Verwaltungen in Schwellen- oder Entwicklungsländern, aber auch in manchen Transformationsländern mit den Ansprüchen und dem formalen Aufwand z. T. überfordert sind. Folgenreiche Verfahrensfehler schleichen sich ein. Im schlimmsten Fall geht durch unsachgemäß durchgeführte Ausschreibungen der Zusätzlichkeitsstatus des Projekts permanent verloren. Folgende Vorkehrungen können dem entgegenwirken:

- In der Ausschreibung sollte sich ein expliziter Hinweis finden, dass der CDM zur Finanzierung des Projekts fest eingeplant ist.
- Ein unabhängiger Sachverständiger sollte eine Expertise erstellen, mit welcher Emissionsrechten bzw. Einnahmen aus dem CDM für das Projekt gerechnet werden kann. Eine solche Expertise sollte bereits in der Ausschreibung verlangt werden.
- Die Abgabe eines Teils der Einnahmen aus dem CDM an die Stadtverwaltung sollte verpflichtend sein (vgl. Hinweis 6).
- Erzielt die Kommune Überschüsse aus einem CDM-Projekt, sollten diese zweckgebunden für zusätzliche Maßnahmen genutzt werden, die zu wesentlichen Emissionsminderungen führen.
- Zuschlag bzw. Auftragserteilung nur unter Vorbehalt! Erfolgt eine vorzeitige Auftragsvergabe, könnte der Nachweis für die Zusätzlichkeit des CDM-Projekts gefährdet sein.

Weitverbreitete Fehler in den Ausschreibungsunterlagen:

- Es wird vergessen, den CDM in den Ausschreibungsunterlagen zu erwähnen.
- Zwang zur Zahlung von Gebühren/Abgaben (Royalties), unabhängig vom CDM-Status des Projekts
- Zulassung von Bewerbern zur Ausschreibung, die das Projekt oder Teile davon ohne Nutzung des CDM durchführen wollen
- Vorgabe an die Bewerber, im Fall eines Zuschlags mit der Implementierung des Projekts noch vor einer erfolgreichen Validierung oder Erteilung des CDM-Status durch die UNFCCC zu beginnen.

4.5.2 Die Konzeptionsphase: Haftungs- und Genehmigungsfragen

Die nächste Phase im Projektverlauf ist die **Konzeption**. In dieser Phase müssen nicht nur die Elemente der eigentlichen **Projektidee (PIN)** genauer ausgearbeitet werden; vielmehr sollte bereits hier eine genaue Prüfung des Umfelds, in dem dieses Projekt stattfinden wird, erfolgen. Die politischen Rahmenbedingungen sollten untersucht und die zur Verfügung stehenden Daten zur Planung des Projekts auf ihre Verlässlichkeit hin überprüft werden. Dies ist insbesondere für die Ermittlung der Datenbasis zur Erstellung der Baseline im Referenzszenario wichtig (vgl. *Hinweis 7*).

Hinweis 10: Haftungsregelungen, die bei der Projektbearbeitung beachtet werden sollten

Regelungen zum Anlagenbetrieb

- Beschädigung von Fahrzeugen/Verletzungen bei der Abfallanlieferung
- Beschädigungen durch Fahrzeuge, die Abfälle anliefern
- Personenschäden aller Art
- Schäden durch Anlieferung nicht geeigneter Störstoffe (bzw. radioaktive Stoffe, Chemikalien, Tierkörper, Filterstäube), hierbei Berücksichtigung der Kosten der sachgemäßen Entsorgung, Reinigung der Anlage, Verluste durch Stillstand
- Schädigung von Dritten, z. B. durch den Einsatz umwelt- und gesundheitsgefährdender EBS aufgrund hoher Chlorgehalte
- Kompensation im Fall von nachträglich erhöhten Umweltschutzauflagen
- Ausfall der Anlagen durch Stromausfall
- Ausfall der Anlagen durch Naturkatastrophen, Unruhen, Bürgerkrieg usw.

Regelungen hinsichtlich formeller Projektkriterien

- Garantie der Stadtverwaltung, dass keine Schritte unternommen werden, welche die Anerkennung des Projekts unter dem CDM gefährden könnten
- Kompensationszahlungen an den Projektbetreiber, sollte sich die Baseline aufgrund von Vorgaben der lokalen, regionalen oder nationalen Behörden verschlechtern
- Kompensationszahlungen an den Projektbetreiber, sollte das Gastgeberland aus dem CDM ausgeschlossen werden

In diesem Zusammenhang ist vor allem zu prüfen, ob geeignete Standorte für den Bau einer abfallwirtschaftlichen Anlage zur Verfügung stehen (vgl. Abschnitt 4.5.34.5.1). Zudem sollte aber auch erörtert werden, welche Genehmigungen eingeholt werden müssen, und zwar a) für den Bau und b)

für den Betrieb der Anlage (vgl. Hinweis 11). Auch sollten vor Vertragsabschluss Haftungsfragen weitestgehend geklärt sein.

Innerhalb der Prüfung des weiteren Umfelds eines abfallwirtschaftlichen CDM-Projekts ist es zwingend erforderlich, sich genaue Gedanken über die Zusammensetzung des letztlich zu behandelnden Abfalls zu machen. Dabei hat sich gezeigt, dass z. B. Daten aus Ausschreibungsunterlagen hinterfragt werden müssen. Hierzu sind Begehungen vor Ort notwendig, oftmals ist auch die Durchführung von Abfallsortieranalysen zu empfehlen (vgl. Abschnitt 4.5.4). Für repräsentative Abfallsortieranalysen muss der Beprobungsaufwand, auch im Rahmen eines späteren Monitorings, abgeschätzt werden (vgl. Abschnitt 4.5.5).

Für den Erfolg eines Projekts entscheidend ist auch die Wahl eines geeigneten Standorts der geplanten abfallwirtschaftlichen Anlage.

Hinweis 11: Was sollte beim Bau einer abfallwirtschaftlichen Anlage im Vorfeld bedacht werden?

- Entsprechen die Nutzungsbedingungen des Grundstücks dem festgelegten Zweck?
- Ist die Zufahrt zum Grundstück, auf dem die abfallwirtschaftliche Anlage errichtet werden soll, geregelt, auch bzgl. Eisenbahn oder Schifffahrt?
- Ist die notwendige Infrastruktur vorhanden, also Wasser, Abwasser, Strom, Erdgas, Telekommunikation, Internet (mit der notwendigen Auslegung)?
- Gibt es Baugenehmigungen für Gebäude und Infrastruktur?

Siehe auch Abschnitt 4.5.3 Standortsuche

Genehmigungen für den Betrieb:

- Brandschutzauflagen
- Seuchenhygienische Auflagen
- Abfallaufbereitungsanlage
- Zwischenlager für Abfälle bzw. sortierte Stoffe
- Feuerungsanlage (bei Trocknungsanlagen)
- Treibstofflager (für Feuerungsanlage, Notstromaggregat und Fahrzeuge)
- Biogaserzeugung und -lagerung (Fackelanlage)
- Evtl. technische Abnahmen im Dienste des Arbeitsschutzes
- Stromerzeugung
- Abwasseraufbereitung
- Kompostierung
- Laboranlagen
- Betriebszeiten (Mehrschichtbetrieb, Feiertage)
- Soziale Einrichtungen (Kantine, Arbeiterwohnheim)

Sonstige Genehmigungen:

- Feuerpolizeiliche Genehmigung (speziell bei Lagerung von Abfällen bzw. Brennstoffen, Trocknungsanlagen)
- Genehmigung zur Einleitung von organisch belasteten Abwässern (falls keine Kläranlage vor Ort geplant ist)

4.5.3 Standortsuche

Bei der Standortwahl einer abfallwirtschaftlichen Anlage sind im Vorfeld Aspekte zur Umweltverträglichkeit und zum sicheren Betrieb der Anlage zu erörtern. Zudem sollten die Infrastruktur sowie die Akzeptanz eines möglichen Standorts in der Bevölkerung geprüft werden. Wichtiger Punkt ist dabei u. a. die bereits erwähnte Einbeziehung des informellen Sektors. Dies macht die Ermittlung eines geeigneten Standorts notwendig, die in mehrere Phasen gegliedert ist:

In der ersten Phase der Standortsuche für abfallwirtschaftliche Anlagen erfolgt eine Negativ-/Positivflächenkartierung. Dabei werden anhand definierter Kriterien Positiv- und Negativflächen ausgewiesen. Negativflächen können u. a. sein: Naturschutz-, Wohn- oder Überflutungsgebiete. Die Positivflächen verbleiben in der weiteren Auswahl und werden in Phase 2, die insbesondere für Deponien von Bedeutung ist, einer geologischen Bearbeitung unterzogen (vgl. Anhang II: Abfallwirtschaft: Abbildung 30). Phase 2 endet mit der Ausweisung aus hydrogeologischer Sicht potenziell geeigneter Standortbereiche. In Phase 3 erfolgt die Bewertung der Positivflächen. Dazu werden zunächst kleinräumige Ausschlusskriterien sowie infrastrukturelle und technische Gesichtspunkte ausgewertet. Für die verbleibenden Positivflächenbereiche werden nach Begehungen verschiedene Fachgutachten angefertigt. Diese Fachgutachten decken die Bereiche Geologie/Hydrogeologie, Klima/Lufthygiene, Ökologie, Erholung, Verkehrstechnik, Raumordnung/Wirtschaftlichkeit, Einsehbarkeit und technische Gesichtspunkte ab. Im Zuge eines direkten Paarvergleichs – unterstützt durch einen vereinfachten nutzwertanalytischen Ansatz – werden die Eignungen der einzelnen Standortbereiche auf Grundlage der Fachgutachten miteinander verglichen. Im Ergebnis ergibt sich der Standortbereich, der im Suchgebiet am besten zur Errichtung der zur Debatte stehenden abfallwirtschaftlichen Anlage geeignet ist. Im Bedarfsfall, d. h. falls der erste Durchlauf der Standortsuche zu keinem befriedigenden Ergebnis führt, kann auf die Rückstellungsflächen zurückgegriffen werden. Eine weitere Möglichkeit, zu einem positiven Suchergebnis zu gelangen, ist eine Lockerung der vorab definierten Kriterien.

Weitere Informationen und nähere Ausführungen können dem Leitfaden „Standortsuche für abfallwirtschaftliche Anlagen“, einsehbar unter <http://www.rio-b.com>, entnommen werden.

Hinweis 12: Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP)

Manche Banken bzw. Investmentfonds verlangen eine Umweltverträglichkeitsprüfung, die sich an internationalen Standards orientiert. Deren Kosten sollten bei der Kalkulation vorab berücksichtigt werden.

Unabhängig davon ist bereits in vielen Ländern eine Umweltverträglichkeitsprüfung nach nationalen Richtlinien vorgeschrieben. Diese legen üblicherweise einen besonderen Fokus auf die Luftverschmutzung durch Staub oder Abgase der Anlage, aber auch Lärmemissionen. Bei der Standortwahl sollten die Kriterien der durchzuführenden UVP deshalb bereits eingehend berücksichtigt werden!

Merke:

Die vereinzelt geforderte Öffentlichkeitsbeteiligung im Rahmen der Umweltverträglichkeitsprüfung ersetzt nicht die Öffentlichkeitsbeteiligung im Rahmen des CDM-Genehmigungsverfahrens.

Tipp:

Beide Öffentlichkeitsbeteiligungen sollten parallel angegangen werden!

4.5.4 Durchführung von Abfallsortieranalysen

Wie bereits in Abschnitt 4.5.2 angeführt, sind repräsentative Abfallsortieranalysen wichtig für die Auslegung einer abfallwirtschaftlichen Anlage. Aus diesem Grund erfolgt eine detailliertere Beschreibung der Probenahme der Abfälle und des dazu notwendigen Aufwands.

Im Siedlungsabfall sind meist große Mengen an Biomasseabfällen enthalten, die für die THG-Emission maßgeblich verantwortlich sind. Deshalb sind diese Fraktionen im Vorfeld abfallwirtschaftlicher CDM- und JI-Projekte sorgfältig mithilfe von **Abfallsortieranalysen** zu bestimmen.

In diesem Zusammenhang hat sich folgendes Vorgehen bewährt (Pryzbilla, 2002; vgl. Tabelle 16):

- Festlegung des Einzugsgebiets, für das die Abfallzusammensetzung ermittelt werden soll
- Ermittlung eines geeigneten Probenahmepunktes (z. B. bisheriger Deponiestandort, Umschlagplatz oder repräsentative Straßenzüge in Großstädten)
- Festlegung eines Termins für die Analysenkampagne (Achtung: Abfallzusammensetzung um Feiertage wie Weihnachten, Karneval oder Ramadan sind nicht repräsentativ, deshalb sollten bevorzugt Zeiträume ohne Festtage ausgewählt werden.)
- Festlegung der Beprobungsdauer (z. B. an fünf Tagen der Woche oder über fünf Wochen hinweg an jeweils einem Tag der Woche: 1. Woche montags, 2. Woche dienstags usw.)
- Entnahme von insgesamt mindestens 20 Stichproben an einer Entnahmestelle (Stichprobeneinheit sollte $> 1 \text{ m}^3$ sein; bei fünf Probenahmetagen je Tag vier Stichproben; eine weitere Beschreibung des Beprobungsaufwands und der insgesamt notwendigen Anzahl Einzelstichproben findet in den nachfolgenden Abschnitten statt.)
- Eventuell maschinelle Siebung (10 mm und 40 mm zur Gewinnung sogenannter Fein- und Mittelfractionen)
- Händische Sortierung des Siebüberlaufs in Obergruppen (und ggf. Untergruppen)

Um jahreszeitliche Schwankungen besser berücksichtigen zu können, ist eine zwei- bis viermalige Wiederholung innerhalb eines Jahres zu empfehlen.

Aus den Ergebnissen einer Abfallsortieranalyse kann auf das Verwertungspotenzial geschlossen werden. Gleichzeitig stellt sie die Grundlage für die Auslegung der Abfallbehandlungsanlagen dar. Heizwert und Schadstoffgehalte der Fraktionen sind maßgebliche Eigenschaften, die v. a. bei der Auslegung einer thermischen Verwertungsanlage und deren Abgasreinigung berücksichtigt werden müssen. Die biologische Abbaubarkeit hingegen ist vor allem bei der Planung einer MBA wichtig. Tabelle 16 gibt einen orientierenden Überblick zu inhärenten Eigenschaften der verschiedenen Abfallfraktionen.

Hinweis 13: Repräsentative Abfallsortieranalysen

Anhand von repräsentativen Abfallsortieranalysen können bereits im Vorfeld einer Projektentwicklung die Recyclingpotenziale abgeschätzt werden. Von Bedeutung ist v. a. die mengenmäßige Verteilung der Abfallfraktionen. Auch Aussagen hinsichtlich der biologischen Aktivität, der Schadstofffrachten und der Heizwerte sind zumindest orientierend zu ermitteln, um die Behandlungskapazitäten möglichst optimal planen zu können.

Weitere Hinweise zur Durchführung von repräsentativen Probenahmen bei Abfällen gibt die LAGA-Richtlinie PN98.

Tabelle 16: Eigenschaften von Abfallfraktionen aus einer Abfallsortieranalyse (orientierend)

Fraktion / Obergruppe	Verbrennungseigenschaft	Biologische Abbaubarkeit	Ev. Gefährdung durch	Empfehlenswerter Verwendungszweck
Feinfraktion (Siebschnitt < 10 mm)	-	+/-	Organisch. Schadstoff, Schwermetalle	MBA, Verbrennung
Mittelfraktion (Siebschnitt 10 bis 40 mm)	+	+	Bedingt organisch Schadstoffe	MBA, Verbrennung
Organik	+	+	Bedingt organisch Schadstoffe	MBA, Verbrennung
Hygieneprodukte	+	+/-	Hygieneaspekte	Verbrennung
Papier/Pappe/Kartonagen	+	+/-		Recycling, Verbrennung
Kunststoffe	+	-	Chlor (PVC)	Recycling, Verbrennung
Glas	-	-		Recycling, Deponie
Inertes	-	-	Schwermetall	Deponie
Verbunde	+/-	-	Bedingt organisch Schadstoffe, Schwermetalle	Verbrennung, Deponie
Holz	+	-	Holzschutzmittel	Verbrennung
Elektronikschrott	-	-	Schwermetalle	Recycling
Schuhe	+	-		Verbrennung
Textilien	+	-		Verbrennung
Leder/Gummi/Kork	+	-	Schwefel	Verbrennung

- = nicht geeignet zur Verbrennung / biologischen Behandlung
+/- = bedingt geeignet zur Verbrennung / biologischen Behandlung
+ = geeignet zur Verbrennung / biologischen Behandlung

Unter Berücksichtigung der Massenverteilung der einzelnen Fraktionen im Abfall können Überlegungen zur Wahl des weiteren Behandlungspfads angestellt werden. Zum Beispiel bietet sich bei einem hohen Organikanteil im Abfall insbesondere die Behandlung in einer MBA an. Bei hohen Kunststoffanteilen dagegen sollten Separierungs- und Recyclingprozesse in Erwägung gezogen werden.

Eine Prognose der Methanemissionen erfolgt über die Bestimmung der biologisch abbaubaren Anteile im Abfall (Organikanteil). Um beispielsweise die Effizienz eines Deponiegasvermeidungsprojekts abschätzen zu können, muss im Vorfeld die genaue Abfallzusammensetzung ermittelt werden.

Die Bestimmung der mittleren Abfallzusammensetzung gemäß dem von der UNFCCC dafür vorgesehenen Baselinetool (siehe Abschnitt 3.2.2) muss in jedem Jahr neu erfolgen. Wie die Anzahl der aus statistischen Gründen erforderlichen Proben ermittelt werden kann, wird in Abschnitt 4.5.6 beschrieben.

Beispiel 8: Eine Abfallvergärungsanlage im nahen Osten: Was man vermeiden sollte

Bei diesem CDM-Projekt ereignete sich nach erfolgreicher Genehmigungs- und Konzeptionsphase Folgendes:

Nach Eröffnung der Anlage stellte sich heraus, dass der zu verarbeitende Bioabfall große Störstoffanteile aufwies und ein händisches Aussortieren dieser Anteile notwendig wurde. Es gab allerdings keine Sortierstraße. Ein solcher Fall war in der Konzeptionsphase nicht vorgesehen und erforderte eine rasche organisatorische Anpassung des Betriebs.

Auch andere Fraktionen des Abfalls stellten sich als problematisch heraus. Mitunter wurden Tierkadaver, darunter ein ganzer Ochse, angeliefert. Der Ochse musste mit der Kettensäge zerkleinert werden, bevor er weiterverarbeitet werden konnte.

Probleme gab es des Öfteren auch durch die Anlieferung verdorbener Futtermittel. Zum Beispiel kam es zu einer massiven Störung der biologischen Abbauprozesse in der Biogasanlage, als verschimmelter Futtermittel verarbeitet wurde. Schimmelpilze stellen u. a. hochwirksame Antibiotika als Abwehrstoffe her (z. B. Penizillin). Die Stabilität der Anlage war immer wieder gefährdet, da das Antibiotikum wichtige Bakterien abtötete. Die Zwischenfälle erforderten regelmäßig ein erneutes Einfahren der Anlage, was zum Teil mehrere Wochen oder gar Monate in Anspruch nahm.

Nach einer solchen Wiederinbetriebnahme der Anlage kam es eines Tages erneut zu einem Zwischenfall, als eine ganze Lieferung Reis in die Anlage gekippt wurde: Der Reis quoll in den Rohrleitungen auf und brachte damit Rohre und wichtige Bauteile der Anlage zum Platzen. Die Folge war ein weiterer Totalausfall der Anlage für mehrere Wochen.

4.5.5 Probenahme: Berechnung der Anzahl notwendiger Einzelstichproben

Grundlage der UNFCCC-Methodiken zur Berechnung der Deponiegasvermeidung durch eine Maßnahme zur Abfallbehandlung ist ein Berechnungstool, das auf dem First-Order-Decay-Modell beruht. Die Anwendung dieses Tools erfordert eine relativ genaue Erfassung der Zusammensetzung des Abfalls.¹¹

¹¹ Siehe [38] UNFCCC (2008): Tool to determine methane emissions avoided from disposal of waste at a solid waste disposal site

Das Tool schreibt die Bestimmung der Abfallzusammensetzung mit einer statistischen Signifikanz eines 95 %-Konfidenzintervalls bei einer Unsicherheit von max. 20 % vor, um eine möglichst präzise Prognose zu ermöglichen. Eine solch hohe Signifikanz erfordert eine aufwendige Beprobung der behandelten Abfallmengen, für die in jedem Fall ein genauer Beprobungsplan erstellt werden sollte.

Die Art und Weise der Probenentnahme ist von Fall zu Fall festzulegen (am Müllfahrzeug, aus der Tonne oder am Sortierband). Eine möglichst hohe Homogenität der Abfälle sollte dabei sichergestellt werden. Beispielsweise kann der Inhalt eines kompletten Müllsammelfahrzeugs auf einer geeigneten Fläche abgekippt und von einem Radlader vermengt werden. Aus dem vermengten Haufwerk können dann die notwendigen Abfallproben gezogen werden. Dies hat den Vorteil, dass dadurch die Schwankungsbreite der Abfallsortieranalyse minimiert und somit die Probenanzahl verringert werden kann.

Eine ideale Durchmischung lässt sich, realistisch betrachtet, an keinem Punkt erreichen. Durch die Berücksichtigung von Entmischungseffekten bei der Wahl der Beprobungspunkte sollte sich die Schwankungsbreite der Ergebnisse allerdings in Grenzen halten lassen. Eine mögliche Umsetzung für eine Anlage mit einer Behandlungsmenge von 50.000 Tonnen Abfall pro Jahr illustriert Abbildung 25.¹²

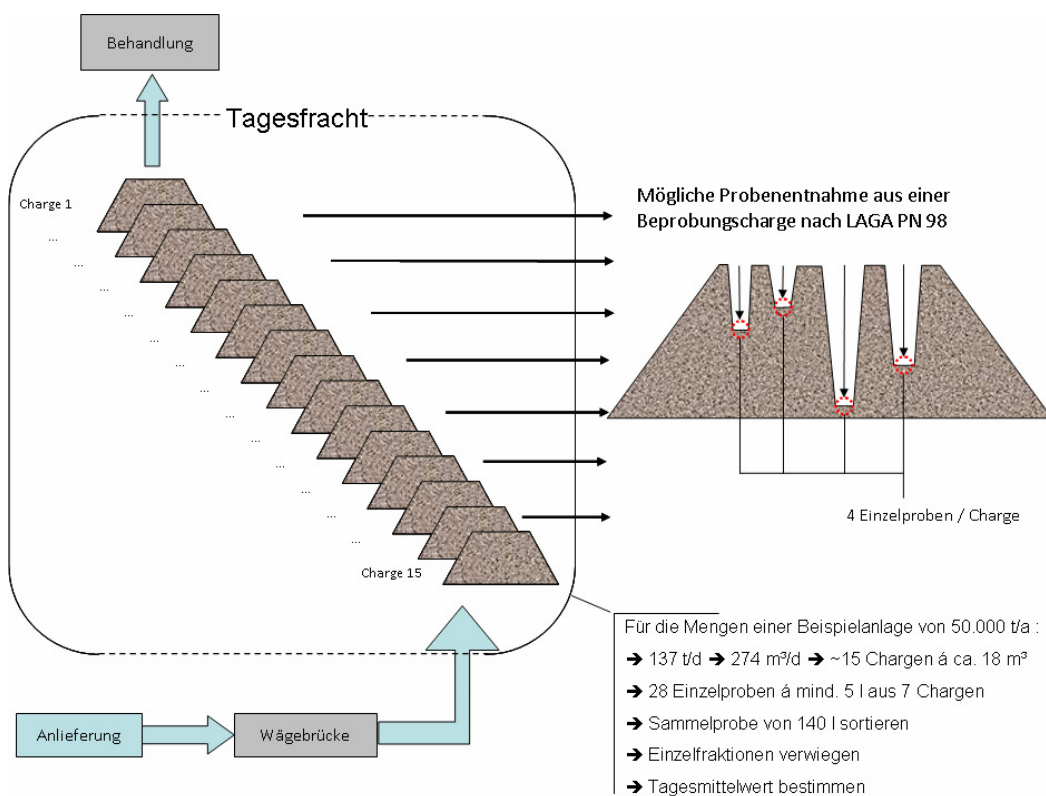


Abbildung 25: Durchführung der Probenentnahme aus einem Haufwerk nach LAGA PN 98

Die Abbildung zeigt eine Anlage, die den Abfall als Ganzes und ohne relevante Teilmengenabtrennung behandelt. Die vorgeschlagene Beprobungsvariante sieht vor, einzelne Lkw-Frachten, die nach einem Beprobungsplan ausgewählt wurden, zu analysieren.

¹² Siehe [15] Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (2001): LAGA PN 98 Richtlinie für das Vorgehen bei physikalischen, chemischen und biologischen Untersuchungen im Zusammenhang mit der Verwertung/Beseitigung von Abfällen

Nach dem Abkippen der Fracht erfolgt die Analyse des entstandenen Haufwerks. Für diesen Fall schlägt die LAGA PN 98 vor, aus den verschiedenen Stellen des Haufwerks entnommenen Einzelproben eine Sammelprobe zu erstellen.

Die Probenahme kann mit Baggern, Schaufeln, Greifern oder auch speziellen Bohrern durchgeführt werden. Wichtig ist, dass die Einzelproben aus unterschiedlichen Tiefen an verschiedenen Stellen des Haufwerks entnommen werden. Da für das Baselinetool lediglich nach den UNFCCC-Fraktionen sortiert werden muss, können diese anschließend zu einer einzigen Sammelprobe (hier: 140 Liter) zusammengefasst und gemeinsam sortiert werden. Diese Sammelprobe entspricht dem Stichprobenbegriff der vorangegangenen Abschnitte.

Die statistische Auswertung kann nun gemäß Baselinetool erfolgen.

4.5.6 Abschätzung des nötigen Beprobungsaufwands

Für Projektentwickler ist es wichtig, bereits in der Planungsphase abschätzen zu können, wie groß der zu bewältigende Aufwand zur Erfüllung der geforderten statistischen Signifikanz sein wird. Mit dem Variationszahlverfahren kann die Zahl der nötigen Sortierdurchgänge bestimmt werden, soweit Variationskoeffizienten für Abfallkategorien, die einer mit dem zu untersuchenden Abfall vergleichbaren Quelle entstammen, zur Verfügung stehen.¹³ Das Variationszahlverfahren liefert somit Hinweise auf den erforderlichen Probenaufwand.

$$n = \left(\frac{1,96 * v_i}{\epsilon_{xrel}} \right)^2 = \left(\frac{1,96 * v_i}{0,1} \right)^2 \quad (1)$$

n	= Nötige Stichprobenmenge
1,96	= Koeffizient der t-Verteilung für ein 95 %-Vertrauensintervall für den Fall, Grundgesamtheit N >> Stichprobengröße n
v_i	= Variationskoeffizient der Abfallfraktion i
ϵ_{xrel}	= Maximal zulässige Unsicherheitsspanne von 20 % (\pm 10 % max. Abweichung)

Das Landesumweltamt Brandenburg hat zusammen mit seiner Abfallanalysenrichtlinie die Ergebnisse verschiedener Abfallanalysen in Deutschland veröffentlicht.¹⁴ Die hierin enthaltenen Werte weisen in den für Hausmüll relevanten Abfallfraktionen Variationskoeffizienten in einer Spanne von 36 bis 114 % auf. Ein Variationskoeffizient von 114 % beispielsweise ergibt gemäß Variationszahlverfahren eine nötige Stichprobenmenge von 499.

Da diese Werte allerdings am Ort der Abfallerzeugung gewonnen wurden, weisen sie eine höhere Varianz auf, als dies unmittelbar am Ort der Abfallbehandlung der Fall wäre. Der Grund ist die im Müllfahrzeug oder spätestens im Müllbunker erfolgende Homogenisierung der Abfälle. Projektentwicklern kann deshalb empfohlen werden, zunächst einen maximalen Variationskoeffizienten von

¹³ Siehe [11] Hartung, J (1991): Statistik – Lehr- und Handbuch der angewandten Statistik, 8. Auflage. R. Oldenburg Verlag, München; S.173 f.

¹⁴ Siehe [16] Landesumweltamt Brandenburg (1999): Richtlinie für die Durchführung von Untersuchungen zur Bestimmung der Menge und Zusammensetzung fester Siedlungsabfälle im Land Brandenburg, Müllhandbuch Kennziffer 1705, Erich Schmidt Verlag

80 % anzunehmen und das Beprobungssystem so auszulegen, dass über das Jahr verteilt eine diesem Wert entsprechende Menge von rund 250 Stichprobeneinheiten gewonnen werden kann.

Grundsätzlich sollte zu Beginn des Jahres eine hohe Beprobungsfrequenz angestrebt werden, um ein Gefühl für die zu erwartende Signifikanz zu bekommen. Erwartet man beispielsweise 250 Stichproben, sollten im ersten Halbjahr bereits 150 Analysen erfolgen. So lässt sich bereits frühzeitig bestimmen, ob die Ex-ante-Abschätzung zu optimistisch war oder ob die veranschlagte Stichprobenmenge ausreichen wird. Ergeben die ersten Analysen in der am stärksten streuenden Fraktion eine weitaus höhere Varianz, so müssen die Frequenz und die Anzahl der Stichproben erhöht werden, um bis Jahresende die geforderte statistische Signifikanz zu erreichen.

5 Ansprechpartner und Informationsangebote

Eine der Besonderheiten des noch relativ jungen Marktes für CER ist, dass alle Projektentwickler und -betreiber ihre Vorgehensweise sowie Projektdaten dokumentieren und weltweit zugänglich im Internet veröffentlichen müssen. Das wiederum ermöglicht nachfolgenden Projektentwicklern, an der Vorgehensweise in anderen Projekten teilzuhaben. Neben diesen projektspezifischen Informationen gibt es eine Vielzahl Informationsangebote staatlicher, überstaatlicher und anderer Institutionen. Einige dieser Institutionen sind im Folgenden aufgeführt.

5.1 Informationsangebote

Deutsche Emissionshandelsstelle (DEHSt) im Umweltbundesamt

Die DEHSt stellt umfassende Informationsmaterialien und Einführungsbroschüren zum Thema JI und CDM zur Verfügung.

<http://www.dehst.de>

E-Mail: German.DNA.DFP@uba.de

Tel. 030-8903 5050

Fax 030-8903 5010

Die CDM/JI-Initiative des Bundesministeriums für Umwelt

In Kooperation mit verschiedenen Partnerländern bietet das BMU Länderstudien und Rahmeninformationen an.

<http://www.jiko-bmu.de/>

Ansprechpartner:

Thomas Forth

Tel. 030-28550 3668

Thomas.Forth@bmu.bund.de

Julia Rüsçh

Tel. 030-28550-3665

Julia.Ruesch@bmu.bund.de

Exportinitiative Recycling- und Effizienztechnik (RETech)

Unter diesem Titel startet das Bundesumweltministerium im Rahmen seiner Aktivitäten zum Thema „Umwelt – Innovation – Beschäftigung“ sowie zur ökologischen Industriepolitik eine Initiative zum internationalen Export deutscher Recycling- und Entsorgungstechnologien. Ziel der Exportinitiative ist es, deutsche Unternehmen beim Export von Recycling- und Effizienztechnik nachhaltig zu unterstützen.

<http://www.retech-germany.net/>

UNFCCC-Datenbank der Projektaktivitäten

Diese Datenbank enthält alle von Projektentwicklern eingereichten Dokumente zu CDM-Projekten. Neben den detaillierten Project Design Documents lassen sich hier zudem die Prüfberichte der Zertifizierer entnehmen. Projekte, die es in ähnlicher Form an anderer Stelle schon gab, sind eine lohnende Informationsquelle für Projektentwickler.

<http://cdm.unfccc.int/Projects/projsearch.html>

UNEP Risoe Center

Das UNEP Risoe Center führt Buch über anstehende CDM-/JI-Projekte, seine monatlich aktualisierten Statistiken bieten daher eine gute Übersicht über die jüngeren Trends des Marktes. <http://www.cdmpipeline.org/>

Institute for Global Environmental Strategies (IGES)

Das japanische IGES beobachtet durch Evaluation von Zertifizierungsberichten den CDM-Markt und insbesondere auch den Verlauf einzelner Projekte. Ein besonderes Angebot ist der regelmäßige Vergleich zwischen von den Projektbetreibern prognostizierten und den tatsächlich von der UNFCCC zugeteilten CER.

<http://enviroscope.iges.or.jp/modules/envirolib/view.php?docid=968>

KfW Entwicklungsbank

Kompetenzzentrum Wasser- und Abfallwirtschaft

Tel. 069-74 3120 33

E-Mail: info@kfw-entwicklungsbank.de

Internet: http://www.kfw-entwicklungsbank.de/DE_Home/Sektoren/Abfall/index.jsp

Informationen zum Klimarechner

Wolfgang Pfaff-Simoneit

Kompetenzzentrum Wasser- und Abfallwirtschaft

Tel. +49 (0)69 7431-4145

Fax +49 (0)69 7431-3279

E-Mail: wolfgang.pfaff-simoneit@kfw.de

PoA Support Center der KfW

Carolyn Neufeld
 Senior Project Manager
 E-Mail: Carolyn.Neufeld@kfw.de
 Internet: <http://www.kfw.de/carbonfund>

KfW-Klimaschutzfonds

Tel. 069-7431 4218
 Fax 069-7431 4775
 E-Mail: klimaschutzfonds@kfw.de
 Internet: www.kfw.de/klimaschutzfonds

5.2 Zertifizierungs- und Validierungsorganisationen

Bereits frühzeitig in der Projektentwicklung empfiehlt es sich, mit einem für den jeweiligen Sektor zugelassenen Zertifizierer bzw. Validierer („Designated Operational Entities“ – DOE) in Kontakt zu treten, um mögliche kritische Punkte des geplanten Projekts zu identifizieren. So kann bei der Konkretisierung des Projekts durch die Projektentwickler hierauf ein besonderes Augenmerk gelegt werden.

Tabelle 17: Designated Operational Entities (DOE) mit Zulassungen für den Sektor 13 „Waste handling and disposal“ (Stand Mai 2009)

DOE	Validierung	Zertifizierung
Japan Quality Assurance Organization	+	+
Det Norske Veritas Certification AS	+	+
SGS United Kingdom Ltd.	+	+
TÜV SÜD Industrie Service GmbH	+	+
TÜV Rheinland Japan Ltd.	+	+
Japan Consulting Institute	+	-
Spanish Association for Standardisation and Certification	+	-
KPMG Sustainability B.V.	+	-
TÜV NORD CERT GmbH	+	-
The Korea Energy Management Corporation	+	+
Lloyd's Register Quality Assurance Ltd	+	+
Colombian Institute for Technical Standards and Certification	+	+
RINA S.p.A	+	+
Germanischer Lloyd Certification GmbH	+	+
Swiss Association for Quality and Management Systems	+	+
ERM Certification and Verification Services Ltd	+	+
SIRIM QAS INTERNATIONAL SDN.BHD	+	+
Korean Standards Association	+	+
Environmental Management Corp.	+	+
China Quality Certification Center	+	+

5.3 Durchführung von Forschungsvorhaben zur Anwendung projektbasierter Mechanismen des Kyoto-Protokolls in der Abfallwirtschaft

bifa Umweltinstitut GmbH

Kompetenzfeld „Nachhaltige Abfallwirtschaft“

CDM/JI-Potenzialanalysen, Studien, länderspezifische Länderdaten (Country Sheets) über den Sektor Abfallwirtschaft

Markus Hertel, Projektmanager Nachhaltige Abfallwirtschaft

Tel. 0821-7000 158

E-Mail: mhertel@bifa.de

Internet: <http://www.bifa.de>

Leichtweiß-Institut an der TU Braunschweig

Abt. Abfall- und Ressourcenwirtschaft

Kompetenzzentrum für internationalen Transfer – Umwelt und Infrastruktur

wastemanagement@tu-bs.de

Internet: <http://www.lwi.tu-bs.de/abwi/index.htm>

6 Literatur

AbfAbIV (2001): Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen (Abfallablagerungsverordnung – AbfAbIV) (2001): Stand: 13.12.06

Bahr, T., Fricke, K., Hillebrecht, K., Kölsch, F., Reinhard, B., (2006): Clean Development Mechanism, Abfallbehandlung und Methangasoxidation zur Minimierung von Methangasemissionen, Müll und Abfall, 06/06

BioAbfV (1996): Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden (Bioabfallverordnung – BioAbfV) (1998): Stand: 20.10.06

BMU (2007): Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Stand und Bewertung der Exportförderung sowie Evaluierung der Exportinitiative Erneuerbare Energien. Basierend auf Daten von Klein, A.; Held, A.; Ragwitz; M., Resch, G.; Faber, T.: Evaluation of different feed-in tariff design options – Best practice paper for the International Feed-in Cooperation, Berlin, 2007

Dach, J., (1999): Ziel in Reichweite, Müllmagazin, 1/1999, S.28-32

DEHSt (2008): Deutsche Emissionshandelsstelle, DEHSt (vgl.: www.dehst.de)

DIN EN 450 (2001): Flugasche für Beton; Stand: 2008-05

Drabinski S., (2009): Hausmüllentsorgung in Kairo – Ein Fallbeispiel. Müll und Abfall, 02/09

ECONSTATS™ (vgl.: <http://www.econstats.com/index.htm>)

European Environment Agency (2007): Greenhouse gas emission trends and projections in Europe 2007 – Tracking progress towards Kyoto targets. EEA Report No. 5/2007, Copenhagen, 2007

Fehrenbach, H., Giegrich, J., Mahmood, S., (2008): Beispielhafte Darstellung einer vollständigen, hochwertigen Verwertung in einer MVA unter besonderer Berücksichtigung der Klimarelevanz, Forschungsbericht UBA, Text 16/08, ISSN 1862-4804

Huber, W., (Geschäftsführer AU Consult) (2008): Halbwertszeiten für die Deponiegasbildung; persönliche Mitteilung an die bifa Umweltinstitut GmbH

IDEAcarbon Sector Insights, (Oktober 2007): Performance of Landfill Gas Projects

ILO, (2008): International Labor Organisation (vgl.: www.ilo.org)

Intecus, (2008): Best Practices Municipal Waste Management

-
- IPCC, (2006): IPCC-Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories; IGES
- JIKO, (2008): BMU-Informationsplattform; www.jiko-bmu.de
- KfW (2009): BLUEPRINT BOOK – Guidebook for PoA coordinators under CDM/JI
- Kühle-Weidemeier, M., Langer, U., (2006): Deponien für mechanisch-biologische behandelte Abfälle, Müll und Abfall, 04/06
- Lacoste, E., Chalmin, P. (2006): From waste to resource – An abstract of “2006 World Waste Survey”. Herausgeber: Veolia Environmental Services
- LAGA 20 (2003): LAGA Merkblatt 20: Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Abfällen – Technische Regeln – Allgemeiner Teil (LAGA 20) (2003): Mitteilung der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall; Stand: 06.11.03
- LAGA PN 98 (2001): Richtlinie für das Vorgehen bei physikalischen, chemischen und biologischen Untersuchungen im Zusammenhang mit der Verwertung/Beseitigung von Abfällen: Mitteilung der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall; Stand: Dez. 01
- Martienssen, M., Kaiser, A., Schirmer, M., Graf, W., Kutschke, S., Schulze, R., Thiede, K., (2008): Untersuchungen zum Einsatz von Rekultivierungs- / Methandoxidationsschichten auf Deponien des Landes Sachsen-Anhalt, Müll und Abfall, 05/08, Erich Schmidt Verlag GmbH, Berlin 2008
- Münnich, K., Mahler, C. F., Fricke, K., (2003): Pilotprojekt zur Einführung technisch einfacher Verfahren zur mechanisch biologischen Abfallvorbehandlung in Brasilien, Müll und Abfall, 02/03, Erich Schmid Verlag GmbH
- NUS Consulting Group (2007): 2005-2006 NUS Consulting Group International Electricity Survey & Cost Comparison
- Öko-Institut, (2007): Langfristige Perspektiven von CDM und JI. Endbericht einer Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes. Berlin, 2007
- Pfaff-Simoneit, W. (2007): Vortrag beim ANS/DWA-Fachausschuss Internationale Abfallwirtschaft am 26.09.2007 in Braunschweig
- Prognos, AG, INFU, IFEU, [2008]: Resource savings and CO2 reduction potential in waste management in Europe and the possible contribution to the CO2 reduction target in 2020. Berlin, 2008
- Pryzbilla, I., (2002): Konzeption des FuE Vorhabens: Zusammensetzung und Schadstoffgehalt von Siedlungsabfällen. In: Restmüllanalysen – eine Grundlage eines nachhaltigen Stoffstrom-

management der Abfallwirtschaft, Fachtagung am 5.12.2002, Bayerisches Landesamt für Umwelt

Reichenberger, H.-P., Gleis, M., Quicker, P., Mocker, M. und Faulstich, M., (2008): Feste Rückstände aus Verbrennungsanlagen; Müll und Abfall 8/08

Santen, H., Fricke, K., Dichtl, N., Schulz, O., (2007): Anwendung der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung in Brasilien; TU Braunschweig Leichtweiß- Institut; abt. Abfallwirtschaft Institut für Siedlungsabfallwirtschaft GKE Consult GmbH, Braunschweig

Schachermayer, (2006): Methanstudie Österreich, S. 14, Vergleich und Evaluierung verschiedener Modelle zur Berechnung der Methanemissionen aus Deponien

Seemann, A. und Ravindra, A., (2008): Abfallwirtschaft in Indien: Entsorgung von Haushaltsabfällen im Umbruch, Müll und Abfall, 12/08

Steinbrecht, D. und Spiegelberg, V., (2008): Wirbellichtfackel zur energetischen Nutzung von Deponieschwachgas, Müll und Abfall, 11/08

Stief, K., (Dezember 2008): <http://www.deponie-stief.de>

Tabasaran, O., (1976): Überlegungen zum Problem Deponiegas; Müll und Abfall, Heft 7, 1976

Tabasaran, O., (1982): Abfallbeseitigung und Abfallwirtschaft; VDI-Verlag

Umwelttechnikmärkte in Russland, der Ukraine und Georgien, (2008): <http://www.exportinitiative.at/article/articleview/54172/1/10975>

UNEP Risoe CDM/JI Pipeline Analysis and Database, (01.11.2008): <http://www.cdmpipeline.org/>

UNFCCC, (2006): Approved baseline and monitoring methodology AM0025 – Avoided emissions from organic waste through alternative waste treatment processes

UNFCCC, (2006a): Protokoll des 23. Treffens des CDM-EB vom 24.2.2006

UNFCCC, (2008): <http://ji.unfccc.int/index.html>

UNFCCC, (2008a): JI Project list; http://ji.unfccc.int/JI_Projects/ProjectInfo.html

UNFCCC, (2008b): Tool to determine methane emissions avoided from disposal of waste at a solid waste disposal site

UNFCCC, (Nov. 2008c): <http://cdm.unfccc.int/methodologies/PAMethodologies/approved.html>

UNFCCC, (Nov. 2008d): <http://cdm.unfccc.int/methodologies/SSCMethodologies/approved.html>

-
- United Nations Environment Programme (UNEP), (2004): State of Waste Management in South East Asia. 2004
- U.S. Dept. of Labor, (2008): US Department of Labor, Bureau of Foreign Statistics (vgl.: <http://www.bls.gov/fls>)
- U.S. EPA, (2007): Users Manual Central America Landfill Gas Model
- Wallmann, R., (1999): Ökologische Bewertung der Mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung und der Müllverbrennung auf Basis von Energie- und Schadgasbilanzen, in: Schriftenreihe des ANS e.V.. Mettmann 1999
- Wallmann, R., Fritz, T. (2008): Energie aus Abfall-Potenziale und Nutzungsmöglichkeiten. In: Fricke, K., Bergs, C.-G., Kosak, G., Wallmann, R. (2008): Energie aus Abfall-Biomasse- und Ersatz-brennstoffverwertung, ISBN 3-935974-17-5
- Wara, M., (2007): Is the Global Carbon Market Working?; 445 NATURE 595 (2007)
- Weber, B., (1990): Minimierung von Emissionen der Deponie; ISAH, Universität Hannover, Heft 74, 1990
- Weiland, P., (2006): Stand der Technik bei der Trockenfermentation – Aktuelle Entwicklungen, Tagungsband zu den Gülzower Fachgesprächen: Trockenfermentation – Stand der Entwicklungen und weiterer Fue-Bedarf, Herausgeber: Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe
- Wieland, H. (2008): Ökologischen Effektivierung der MBA und Mitverarbeitung von Bioabfall; Müll und Abfall, 05/08
- Willumsen, H., LFG Consult, (2004): Landfill gas recovery plants; Looking at types and numbers worldwide. Article in Waste Management World, July-August 2004; published by International Solid Waste Association (ISWA)
- World-Bank Workshop, (2007): Landfill Gas Capture – Design vs. Actual Performance and the Future for CDM Projects

Anhang I: Begriffe des Emissionshandels

Accredited Independent Entity (AIE)

Vom JI Supervisory Committee akkreditierte Prüforganisation, die die Aufgabe hat, JI-Projekte des Track 2 zu validieren sowie erzielte Emissionsminderungen zu verifizieren

Annex I

Anhang zur Klimarahmenkonvention (UNFCCC) mit einer Liste von Industrie- und Transformationsländern, die sich grundsätzlich zur Senkung von Treibhausgasemissionen verpflichtet haben

Annex B

Anhang zum Kyoto-Protokoll mit einer Liste von Ländern, die sich zu konkreten, rechtlich verbindlichen Emissionsreduktionen in der Periode 2008–2012 gegenüber 1990 verpflichtet haben. Diese Länderliste weicht nur leicht von Annex I ab.

Baseline/Referenzszenario

Referenzszenario, das der Bestimmung der „Zusätzlichkeit“ von Emissionsminderungen durch ein CDM-Projekt zugrunde gelegt wird. Es beschreibt innerhalb der gleichen Systemgrenzen die wahrscheinliche Entwicklung der Treibhausgasemissionen für den Fall, dass das Projekt nicht durchgeführt wird („Business as Usual“).

Betreiber

Im Sinne der EU-Emissionshandelsrichtlinie ist der Betreiber die natürliche oder juristische Person, die eine emissionshandelspflichtige Anlage betreibt oder besitzt oder der – sofern in den nationalen Rechtsvorschriften vorgesehen – die ausschlaggebende wirtschaftliche Verfügungsmacht über den technischen Betrieb einer Anlage übertragen worden ist.

Cap (Emissionsbegrenzung)

Eine quantitativ festgelegte Emissionsbeschränkung innerhalb eines bestimmten Zeitraums, welche die maximalen anthropogenen Treibhausgasemissionen umfasst, die insgesamt in die Atmosphäre ausgestoßen werden dürfen

CDM Executive Board (Exekutivrat des Clean Development Mechanism; CDM-EB)

Das CDM Executive Board (EB) überwacht die eigentliche Durchführung des CDM unter der Verantwortung und Leitung der COP/MOP. Der Exekutivrat besteht aus zehn festen und zehn wechselnden Mitgliedern der Vertragsparteien des Kyoto-Protokolls.

Certified Emission Reduction (CER)

Bezeichnung für Emissionsrechte, die durch CDM-Projekte erzeugt werden. CER sind im Rahmen des EU-Emissionsrechtehandels zur Erfüllung der Reduktionsverpflichtungen einsetzbar.

Clean Development Mechanism (CDM) – Mechanismus für umweltverträgliche Entwicklungen

Klimaschutzprojekte in Ländern, die das Kyoto-Protokoll ratifiziert, sich darin aber nicht zu einer Begrenzung ihrer Treibhausgasemission verpflichtet haben (Entwicklungs- und Schwellenländer). CDM-Projekte haben die Erzeugung und den Transfer von CER sowie die Förderung der nachhaltigen Entwicklung im Gastgeberland zum Ziel.

CDM Project Activities (CPA)

CDM-Projektaktivitäten im Rahmen eines Programme of Activities (PoA).

Deutsche Emissionshandelsstelle (DEHSt)

Ein Fachbereich des Umweltbundesamts (UBA), der für die Umsetzung der marktwirtschaftlichen Klimaschutzinstrumente zuständig ist. Die DEHSt im UBA ist die zuständige deutsche Stelle – die Designated National Authority (DNA) bzw. der Designated Focal Point (DFP) – und daher für die Zustimmung zu CDM- und JI-Projekten im Rahmen des Kyoto-Protokolls verantwortlich.

Designated National Authority (DNA)

Für CDM-Projekte zuständige nationale Behörde in den Investor- und Gastgeberländern

Designated Operational Entity (DOE)

Vom CDM-Exekutivrat akkreditierte Prüfungsorganisation, welche die Aufgabe hat, CDM-Projekte zu validieren und

zur Registrierung anzumelden sowie Emissionsminderungen aus CDM-Projekten zu verifizieren und zu zertifizieren

Emission

Im Sinne des Kyoto-Protokolls ist eine Emission die Freisetzung von Treibhausgasen in die Atmosphäre aus beliebigen Quellen.

Emissionsfaktor

Der Emissionsfaktor gibt die CO₂-Emission je Brennstoffeinheit an (z. B. tCO₂/MWh_{Hu}). Er ist entweder analytisch zu bestimmen oder Standardlisten zu entnehmen. Der Emissionsfaktor für Biomasse ist null.

Emissionsrecht (auch: Emissionsgutschrift)

Im Rahmen von JI- und CDM-Projekten zertifizierte, handelbare Emissionsminderung, die der Befugnis zur Emission von einer Tonne Kohlendioxidäquivalent (tCO₂e) entspricht. Eine tCO₂e ist eine metrische Tonne CO₂ oder die Menge eines anderen Treibhausgases, die in ihrem Potenzial zur Erwärmung der Atmosphäre einer Tonne CO₂ entspricht (Treibhauspotenzial).

Emission Reduction Unit (ERU)

Bezeichnung für ein Emissionsrecht, das durch ein JI-Projekt erzeugt wurde. ERU sind ab 2008 im Rahmen des EU-Emissionsrechtehandels zur Erfüllung der Reduktionsverpflichtungen einsetzbar.

Emission Reduction Purchase Agreement (ERPA)

Vertrag zwischen Käufer und Verkäufer von Emissionsrechten aus Klimaschutzprojekten. Ein von der IETA entwickeltes Standardvertragswerk umreißt alle Schritte von der Validierung der Projektidee bis zu Ausstellung und Lieferung von CER und ERU.

EU-Allowance (EUA)

Emissionsberechtigung, die auf Antrag an die vom EU-Emissionshandel betroffenen Unternehmen von den Regierungen der EU-Mitgliedstaaten ausgegeben wird. Sie bedeutet die Befugnis zur Emission einer metrischen Tonne CO₂ (tCO₂) in einem bestimmten Zeitraum im Rahmen des europäischen Emissionshandels. Sie gilt nur für die Erfüllung der Anforderungen der EU-Emissionshandels-Richtlinie und kann nach Maßgabe dieser Richtlinie übertragen werden.

EU Linking Directive

Am 13.11.2004 in Kraft getretene Ergänzung der EU-Emissionshandels-Richtlinie zur Verknüpfung des EU-Emissionshandels mit den Projektmechanismen (JI, CDM) aus dem Kyoto-Protokoll

EU-Emissionshandels-Richtlinie 2003/87/EG

Richtlinie 2003/87/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 13.10.2003 über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten (Allowances) in der Gemeinschaft und zur Änderung der Richtlinie 96/61/EG des Rates. Mit dieser Richtlinie wird ein EU-weites Emissionshandelssystem geschaffen, um auf kosteneffiziente Weise eine Verringerung von Treibhausgasemissionen zu erzielen. In einer Änderungsrichtlinie (EU Linking Directive) erfolgt die Verknüpfung mit den projektbezogenen Kyoto-Mechanismen JI und CDM.

Europäisches Emissionshandelssystem (EU ETS)

Das Emissionshandelssystem der EU wurde im Januar 2005 als Bestandteil des Kyoto-Protokolls zum Klimawandel eingeführt. Das EU ETS umfasst individuell koordinierte nationale Allokationspläne (NAP) der EU-Mitgliedstaaten und arbeitet auf einer „Cap-and-Trade“-Basis. Es verpflichtet die Unternehmen, entweder weniger Kohlendioxid auszustößen als die festlegte Emissionsobergrenze seiner Anlagen laut NAP zulässt oder EU-Emissionsberechtigungen (EU Emission Allowances – EUA) zuzukaufen. Die erste Handelsphase des Systems lief von 2005 bis Ende des Jahres 2007. Die zweite Phase startete Anfang 2008 und endet im Dezember 2012 und fällt damit mit der Verpflichtungsperiode nach dem Kyoto-Protokoll zusammen.

Flexible Instrumente

Darunter werden die im Kyoto-Protokoll vorgesehenen Instrumente CDM, Emission Trading und JI verstanden. CDM und JI sehen die Umsetzung innerhalb konkreter Projekte vor und werden daher auch als *projektbasierte Mechanismen* bezeichnet.

Gast(geber)land (Host Country)

Land, in dem ein JI- oder CDM-Projekt durchgeführt wird

HFC-23

HFC-23 ist ein hochklimaschädliches Gas, das als Abfallprodukt bei der Produktion des Kühlmittels HFC-22 entsteht, jedoch durch geeignete Oxidationsverfahren fast vollständig abgebaut werden kann. Dies gilt als Emissionsminderung.

International Emission Trading (IET) – Internationaler Emissionsrechtehandel

Einer der drei Mechanismen des Kyoto-Protokolls. Emissionsrechtehandel ist zwischen den Ländern möglich, die sich zu Emissionsminderungen verpflichtet (Industrie- und Transformationsländer) und das Kyoto-Protokoll ratifiziert haben.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)

Der regierungsübergreifende Ausschuss zu Klimaänderungen, auch als „Weltklimarat“ bezeichnet, ist ein 1988 von der UN-Vollversammlung beschlossenes Gremium, das in drei Arbeitsgruppen (Wissenschaft, Auswirkungen von Klimaänderungen, vorbeugende Maßnahmen) und einer Taskforce (nationale Bestandsaufnahmen der Treibhausgase) Statusberichte und Empfehlungen zum Problemkreis der anthropogenen globalen Klimaänderungen erarbeitet.

JI Supervisory Committee (JISC)

Verwaltungs- und Überwachungsorgan des JI (ähnlich dem Exekutivrat des CDM)

Joint Implementation (JI)

Ein Mechanismus des Kyoto-Protokolls, in dessen Rahmen ein Anlage-I-Land Emissionsreduktionseinheiten erhalten kann, wenn es die Finanzierung von Projekten zur Reduzierung der Nettotreibhausgasemissionen in einem anderen Anlage-I-Land unterstützt. Ein Anlage-I-Land hat bestimmte Teilnahmekriterien zu erfüllen, um sich an Joint-Implementation-Projekten beteiligen zu können.

Kyoto-Mechanismen

Oberbegriff für IET JI und CDM (auch: „flexible Mechanismen“)

Kyoto-Protokoll

Völkerrechtliches Abkommen von 1997, das verbindliche Treibhausgasreduktionsziele für Industrie- und Transformationsländer (Annex B, Cap) festlegt und die flexiblen Kyoto-Mechanismen regelt

Leakage

Emissionen, die außerhalb der Systemgrenzen der JI-/CDM-Projektaktivitäten auftreten, aber auf diese zurückzuführen sind

Letter of Approval (Genehmigung, LoA)

Schriftliche Zustimmung der beteiligten Länder zu einem JI- oder CDM-Projekt

Methodik (Methodology)

Der Begriff der Methodik steht im Zusammenhang mit der Vorbereitung von CDM-Projekten. Eine Methodik gibt projektunabhängig vor, wie die Baseline für einen speziellen Projekttyp festgestellt wird und wie die Überwachung der tatsächlichen Emissionsminderungen zu erfolgen hat. Neue Methodiken sind vom CDM-EB zu genehmigen.

Monitoring

Laufende Überwachung und Dokumentation der im PDD vorgegebenen Informationen zum Verlauf während der Laufzeit eines JI-/CDM-Projekts. Ein lückenloses, nachvollziehbares Monitoring ist Voraussetzung für die spätere Verifizierung und Ausstellung von Emissionsrechten.

Programme of Activities (PoA)

Eine freiwillige, koordinierte Tätigkeit einer Person des privaten oder öffentlichen Rechts, die ein Programm (eine Maßnahme) oder ein bestimmtes Ziel (z. B. Anreizsysteme und freiwillige Programme) koordiniert und durchführt, das (die) mittels einer unbegrenzten Anzahl CDM-Programmativitäten (CPA) zu Emissionsreduktionen von Treibhausgasen oder zu verstärktem Abbau der Nettotreibhausgase durch Senken führt und das (die) ohne das PoA nicht durchgeführt würde

Project Idea Note (PIN)

Kurze Projektbeschreibung, Vorstufe des PDD

Project Design Document (PDD)

Vor Umsetzung eines CDM- und JI-Projekts zu erstellende Projektdokumentation, die u. a. eine Projektbeschreibung, die Baseline-Studie und den Monitoringplan umfasst. Das PDD ist das zentrale Dokument für JI-/CDM-Projekte und Grundlage für die Validierung und das spätere Monitoring.

Registrierung

Formale Anerkennung eines validierten CDM-Projekts durch das CDM-EB. Die Registrierung ist Voraussetzung für die Verifizierung, Zertifizierung und Ausstellung von CER.

Share of Proceeds for Adaption

Abgabe in Höhe von 2 % auf die aus CDM-Projekten erwirtschafteten CER. Sie soll den Vertragsparteien, die besonders anfällig für Schädigungen durch klimatische Veränderungen sind, dabei helfen, einen Teil der Anpassungskosten zu tragen.

Small-Scale-Projekte

Sog. „kleine CDM-Projekte“, für die vereinfachte Modalitäten und Verfahren hinsichtlich Baseline-Definition und Monitoring gelten. Unter diese Regelung fallen:

- Projekte zur Nutzung erneuerbarer Energien bis max. 15 MW Kapazität
- Projekte zur Verbesserung der Energieeffizienz bis max. 15 GWh/a
- Sonstige Projekte mit Projektemissionen unter 15.000 tCO₂e/a und Emissionsminderungen bis zu 60.000 tCO₂e/a
- Projekte zur Aufforstung/Wiederaufforstung (Senken-Projekte) mit einer Netto-CO₂- Speicherung < 8.000 t/a

Track 1

Vereinfachter JI-Verfahrensweg in Verantwortung der beteiligten Länder

Track 2

Aufwendiger JI-Verfahrensweg nach Vorgaben des JISC

Treibhausgase (THG)

Als relevante Treibhausgase sind im Kyoto-Protokoll und im Anhang II der EU-Emissionshandels-Richtlinie festgelegt worden: Kohlendioxid (CO₂), Methan (CH₄), Distickstoffoxid (N₂O), H-FKW, FKWs und SF₆. Eine Vergleichbarkeit wird durch Umrechnung in Kohlendioxidäquivalente erreicht.

Treibhauspotenzial (GWP)

Das Treibhauspotenzial (GWP für Global Warming Potential) beschreibt das Schadenspotenzial verschiedener Treibhausgase für die Erdatmosphäre in Relation zu CO₂.

United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC)

Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen aus dem Jahr 1992, der inzwischen über 190 Staaten beigetreten sind. Sie ist Grundlage für das Kyoto-Protokoll.

Validierung (Validation)

Ex-ante-Bewertung eines JI-/CDM-Projektvorschlags auf Basis des PDD. Sie ist Voraussetzung für eine Zulassung als JI-/CDM-Projekt und erfolgt durch einen unabhängigen, akkreditierten Gutachter.

Verifizierung (Verification)

Regelmäßig wiederkehrende Ex-post-Überprüfung der im Monitoring erfassten tatsächlichen Emissionsminderungen aus einem registrierten JI-/CDM-Projekt durch einen unabhängigen, akkreditierten Gutachter (DOE, AIE)

Verified Emission Reduction (VER)

Emissionsminderungsgutschrift (entspricht einer tCO₂e) aus einem freiwilligen Emissionsminderungsprojekt, das nicht oder noch nicht als JI-/CDM-Projekt anerkannt ist. VERs sind für Verpflichtungen im EU-Emissionshandel sowie unter dem Kyoto-Protokoll nicht anrechenbar.

Verpflichtungsperiode (Commitment Period)

Eine Verpflichtungsperiode ist ein Zeitraum, in dem Annex-B-Staaten ihre mit Ratifizierung des Kyoto-Protokolls verbindlichen Emissionsreduktionsziele erreichen müssen. Die erste Kyoto-Verpflichtungsperiode ist 2008–2012, der EU-Emissionsrechtehandel hat für die EU-Mitgliedstaaten die Periode 2005–2007 vorgeschaltet.

Zertifizierung

Die Zertifizierung wird von einem akkreditierten Prüfer (DOE, AIE) vorgenommen. Sie erfolgt auf Basis der Verifizierung und ist die schriftliche Bestätigung, dass ein CDM-Projekt über den Prüfungszeitraum die verifizierten Emissionsminderungen realisiert hat.

Zusätzlichkeit (Additionality)

Voraussetzung für die Anerkennung eines CDM-Projekts ist, dass das Projekt zu Emissionsminderungen führt, die ohne das Projekt nicht entstanden wären, die also „zusätzlich“ (additional) zum „Business as Usual“ erfolgen.

Anhang II: Abfallwirtschaftliche Grundlagen

Eine zukunftsfähige Gesellschaft zeichnen ein ressourcenschonender Umgang mit Rohstoffen sowie umweltschonende Produktionsprozesse aus. Dennoch wird sich in naher Zukunft ein vollkommenes Vermeiden von Abfällen nicht verwirklichen lassen. Trotzdem ist es für Staaten im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung wichtig, die Weichen für die zukünftige Abfallwirtschaft in Richtung Nachhaltigkeit zu stellen.

Wichtige Bausteine eines solchen Abfallwirtschaftssystems sind das gezielte **Sammeln von Abfällen** und die Verminderung der ökologischen Wirkung durch **Verwertung und Ausschleusen von Wertstoffen** sowie die **Behandlung** mit anschließender **Ablagerung** der nicht mehr recycelbaren Restabfälle auf einer **Deponie**.

Getrennte Abfallerfassungssysteme erleichtern die Verwertung von dann sortenreinen Wertstoffen wie z. B. Kunststoffen, Glas und Papier. Auch aus den sogenannten Restabfällen werden in z. T. automatisierten Sortierstraßen weitere Wertstoffe wie Eisen und Nicht-Eisenmetalle vor Ablagerung auf der Deponie einer stofflichen Wiederverwertung zugeführt.

Die **mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen** und **Müllverbrennungsanlagen** sind wichtige Elemente eines solchen Systems. Im Folgenden werden sie deshalb näher vorgestellt. Auf eine Müllpyrolyseanlage (MPA) zur Behandlung gemischter Abfälle wird nicht eingegangen, da sich dieses Verfahren in der Breite für gemischte Siedlungsabfälle nicht bewährt hat. Zur Behandlung genau definierter Abfallchargen (Monochargen, z. B. Altreifen) sollte jedoch an den Einsatz dieser Technik gedacht werden. Daneben werden die Behandlungsverfahren MBA und MVA, die Entsorgungsvariante Deponie und Recyclingvarianten vorgestellt. Zudem werden Vor- und Nachteile von Sammelsystemen und die Ermittlung von Abfalldaten mittels Sortieranalyse erläutert.

Weiterführende, systematisch aufbereitete Informationen zu Abfallbehandlungstechniken stellt das Umweltbundesamt in den Sprachen Deutsch, Englisch, Russisch und Französisch kostenlos auf seiner CD-ROM „Best Practice Municipale Waste Management“ zur Verfügung. Interessierte können die Technologiedatenblätter der CD-ROM ab August 2009 auch über das Internetportal <http://www.cleaner-production.de> abrufen oder aber den kompletten Datenträger in allen vier Sprachen kostenlos per E-Mail beim UBA-Fachgebiet III 2.4 (Abfalltechnik, Techniktransfer) bestellen (E-Mail an: ralf.menzel@uba.de).

1.1 Der Begriff „Abfall“

Unter **Abfall** werden in der Regel alle Produkte, Güter, Stoffe oder Substanzen verstanden, derer sich eine Gesellschaft entledigen will oder muss. Dabei ist es zunächst unwichtig, ob der Abfall noch einen materiellen Wert besitzt. Die Einführung einer Kreislaufwirtschaft ermöglicht es, immer mehr Abfallarten oder -fraktionen einer stofflichen oder energetischen Verwertung zuzuführen. Abfälle lassen sich nach vielfältigen Kriterien benennen (vgl. Tabelle 18).

Tabelle 18: Bezeichnung von Abfällen

Abfallart / -fraktion
Abfallbezeichnungen nach Herkunft und Entstehungsort
Siedlungsabfälle: Hausmüll, Sperrmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle
Gewerbeabfälle
Bauschuttabfälle
Industrieabfälle
Abfallbezeichnung anhand stofflicher Eigenschaften
Organische Abfälle / Biomasseabfälle: Bioabfall, Grüngut, Gartenabfälle, Schlachtabfälle, Speisabfälle, Holz, ...
Wertstoffe: Papier, Kunststoffe, Glas, Metalle, ...
Schlacke, Pyrolysekoks, Aschen, ... z. B. aus Müllverbrennung, Biomasseverbrennung, Müllpyrolyse, ...
Abfallbezeichnung anhand ihrer Gefährlichkeit
Radioaktive Abfälle
Elektroschrott
Infektiöse Krankenhausabfälle
Sondermüll (Abfälle die einer Sonderbehandlung bedürfen wie z. B. Filterstäube aus Abgasreinigungseinheiten)

Rechtlich werden Abfälle innerhalb der EU in gefährliche Abfälle (Spiegeleinträge/mit Sternchen) und nicht gefährliche Abfälle nach der **EU-Richtlinie 91/689** eingeteilt. Diese Richtlinie gilt z. T. mit längeren Übergangsfristen auch für neue Beitrittsländer der EU und somit für potenzielle Gastländer für JI-Projekte.

Ein weiterer Begriff, der sich seit Mitte der 90er-Jahre etabliert hat, ist **Restabfall** oder **Restmüll**.

Mit **Restabfall** wird zumeist Abfall bezeichnet, der nach einer vorherigen (Teil-)Sortierung, sei es durch getrennte Abfallsammlung oder eine mechanische Sortierung in einer Abfallbehandlungsanlage, „übrig“ bleibt und deshalb unmittelbar oder nach einer thermischen Zwischenbehandlung deponiert wird.

Im Folgenden wird unter dem Begriff „Abfall“ vorrangig Siedlungsabfall, häusmüllähnlicher Gewerbeabfall und Gewerbeabfall verstanden. Der Begriff „Restabfall“ wird für die Menge Abfall verwendet, die übrig bleibt, wenn Teilfraktionen aus dem Gesamtabfall aussortiert wurden.

1.2 Sammeln von Abfällen

In vielen Schwellen- und Entwicklungsländern, aber auch in den Transformationsländern Osteuropas findet bis dato keine bzw. nur eine unzureichende flächendeckende Abfallsammlung statt. Für die Etablierung weiter gehender Behandlungsschritte ist es deshalb sinnvoll, Strukturen zur gezielten Abfallsammlung aufzubauen. Die Wahl des Systems, der Art der Abfallsammlung und des Abfalltransports sollte von den Zielen der Abfallwirtschaft und den infrastrukturellen Möglichkeiten des Landes abhängig gemacht werden. Für die Art der Abfallsammlung stehen grundsätzlich folgende zwei Alternativen zur Auswahl:

- Gemeinsame Sammlung verschiedener Wertstoffe (**Mischstoffsammlung**)
- Getrennte Abfallsammlung von Wertstoffen und Reststoffen (**Einzelstoffsammlung**)

Eine funktionierende Einzelstoffsammlung trägt maßgeblich dazu bei, Aufwendungen für weiterführende stoffliche und thermische Verwertungswege zu minimieren. In einem ersten Schritt kann die getrennte Erfassung von Bioabfällen eingeführt werden. Die Abtrennung biogener Abfälle von den Reststoffen erleichtert die weitere Behandlung der Abfälle. Zudem können die biomassehaltigen Abfäl-

le einer Kompostierung zugeführt werden, deren Endprodukt Kompost landwirtschaftlich verwertet werden kann. Außerdem ist die Aufbereitung des Restabfalls ohne die biomassehaltigen Fraktionen aus technischer Sicht einfacher darstellbar.

Bei einem Organikgehalt von 50 % – gemessen am Massenanteil des Abfalls – kann durch eine getrennte Sammlung von Bioabfällen zudem die Anlagenkapazität weiterführender Aufbereitungs- und Sortieranlagen z. B. für die Ausschleusung heizwertreicher Leichtfraktionen vereinfacht und verkleinert werden. Auch können im günstigsten Fall die Anlagengröße für die biologische Behandlung halbiert und somit die Investitionskosten verringert werden.

Einzelstoffsammlungen sind nur für Wertstoffe sinnvoll, die im Nachgang einer weiteren stofflichen Verwertung zugeführt werden, d. h. wenn ein entsprechender Absatzmarkt vorhanden ist (z. B. Papier-, Kunststoff- oder Glasrecycling). Je nachdem sollte deshalb eine Kombination von Misch- und Einzelstoffsammlung angestrebt werden. Werden im Nachgang ausgereifte technische Sortieranlagen eingesetzt, können auch aus gemischt gesammelten Abfällen hochwertige Abfallfraktionen mit hinreichender Verwertungsfähigkeit erzeugt werden (vgl. die Abwägung von Vor- und Nachteilen in Tabelle 19). Der Einsatz von Sortiertechnik führt jedoch zu einer deutlichen Kostensteigerung.



Abbildung 26: Anlieferung von Abfall in einem Flachbunker

Tabelle 19: Vor- und Nachteile der Abfallsammlung der Einzelstofferrfassung und Mischstofferrfassung

Art der Abfallsammlung	Vorteile	Nachteile
Einzelstoffsammlung	<ul style="list-style-type: none"> • Geringere Anlagenkapazität zur Behandlung von Abfällen eines definierten Einzugsgebietes und dadurch geringere Investitions- und Betriebskosten für Anlagen • Grundlage für die Anknüpfung zukunftsfähiger Abfallwirtschaftskonzepte mit dem Ziel einer Kreislauf- und Wertschöpfungskette für Abfälle • Hohe Qualität der gesammelten Wertstoffe • Sinnvoll bei bestehenden oder im Aufbau begriffenen Absatzmärkten für Wertstofffraktionen 	<ul style="list-style-type: none"> • Setzt Akzeptanz in der Bevölkerung aber auch auf den Verwaltungsebenen voraus, die im Vorfeld durch aufwendige Aufklärung erreicht werden muss • Erheblicher logistischer Aufwand bei der Umsetzung des Konzeptes notwendig
Mischstoffsammlung	<ul style="list-style-type: none"> • Logistischer Aufwand für die Abfallsammlung ist geringer, damit auch die Betriebskosten für diese Sammelmethode 	<ul style="list-style-type: none"> • Hoher technischer Aufwand für die Trennung / Ausschleusung von Wertstoffen notwendig; dies führt i. d. R. zu höheren Investitionskosten von Behandlungsanlagen als bei der Einzelstofferrfassung • Größere Abfallmassenströme • Geringere Wertstoffqualität

Bei den Abfalltransportsystemen wird unterschieden zwischen

- **Bringsystemen**, bei denen die Wertstoffe, aber auch Sonderabfälle, von den Abfallerzeugern an zentralen Sammelstellen (z. B. Depotcontainer) in Wohnortnähe abgegeben werden können, und
- **Holsystemen**, bei denen der Abfall beim Abfallerzeuger bzw. am Wohnort durch einen Entsorger erfasst wird.

Bei beiden Systemen werden die Behälter in festen Intervallen eingesammelt bzw. entleert. In der Regel liegen die Erfassungsquoten bei einem Holsystem höher als bei einem Bringsystem (vgl. Tabelle 20). Für beide Abfallsammeltransportsysteme gilt jedoch, dass ein Erfolg von der aktiven Mitwirkung der Bürger abhängt. Voraussetzung für ein Funktionieren sind daher insbesondere zwei Maßnahmen:

1. Informationskampagnen zur Aufklärung der Bürger
2. Capacity Building: Schulung von Verantwortlichen aus den für die Abfallwirtschaft zuständigen Behörden

Tabelle 20: Vor- und Nachteile von Hol- und Bringsystemen

Art der Abfallsamm- lung	Vorteile	Nachteile
Holsystem	<ul style="list-style-type: none"> • Höherer Erfassungsgrad, wobei dies maßgeblich von der Bereitschaft der Bevölkerung abhängig bzw. länderspezifisch ist. • Allg: Verbesserung der hygienischen Situation 	<ul style="list-style-type: none"> • Geringere Qualität der Wertstofffraktionen durch Fehlwürfe. • Erhöhter Aufklärungsbedarf hinsichtlich der Trennkriterien für die einzelnen Abfallfraktionen. • Höherer logistischer Aufwand (viele kleine Sammelbehälter, die angefahren und entleert werden müssen).
Bringsystem (u. a. in Wertstoffhöfen mit geschultem Personal)	<ul style="list-style-type: none"> • Meist billiger als Holsysteme. • Bessere Qualität der erfassten Wertstoffe, da Fehlwürfe weniger oft vorkommen aufgrund der leichteren Kontrollmöglichkeiten. • Größere Sammelbehälter (Container), die punktuell angefahren werden. • Sammlung von Abfällen mit hohem Gefährdungspotenzial kontrollierter möglich. • Allg: Verbesserung der hygienischen Situation 	<ul style="list-style-type: none"> • Geringerer Erfassungsgrad, da dieses System in hohem Maße vom Engagement der Bürgers abhängt.

Beim Aufbau eines Abfallsammelsystems sind außer den genannten Vor- und Nachteilen weitere Faktoren zu berücksichtigen (siehe Tabelle 21).

In Brasilien zeigte sich in einer Studie, dass ein Zusammenhang zwischen Organik- und Wertstoffgehalt im Hausmüll und Pro-Kopf-Einkommen der Bevölkerung besteht: Je niedriger das Einkommen, desto höher der Organik-/Biomasseanteil im Abfall und desto niedriger der Wertstoffanteil (Santen et al., 2007).

Tabelle 21: Faktoren die im Zusammenhang mit Überlegungen zu Abfallsammelsystemen berücksichtigt werden sollten (Auswahl wichtiger Faktoren)

Faktor	Bemerkung / Fragestellungen
Sammelbehälter	<ul style="list-style-type: none"> • Welche Behältnisse sind für welches System am geeignet (Container, Tonnen, ..., Größe, Material des Behälters)? • Berücksichtigung des Transportsystems erforderlich
Umladeplätze	<ul style="list-style-type: none"> • Ist das Einrichten von Umladeplätzen sinnvoll? (Kleinere Abfallsammelfahrzeuge befüllen an Umladeplätzen größere Behältnisse, Container)
Infrastruktur	<ul style="list-style-type: none"> • Können favorisierte Abfallfahrzeuge die Sammelpunkte anfahren und kann dort rangiert werden? • Wie groß ist die Straßenbreite? Können alle angepeilten Orte erreicht werden? (Stadtverkehr mit engen Gassen) • Können Züge oder Schiffe bei der Sammlung eine Rolle spielen? [Verbindung mit Umladestationen, ...]
Erfassungsrhythmus	<ul style="list-style-type: none"> • Wie soll das Abfallsammelintervall sein? (Täglich, wöchentlich, ...) • Für welche Wertstoffe ist welcher Rhythmus sinnvoll? (Einflussfaktoren: Temperatur, Niederschlagsmenge, ...)
Einzugsgebiet	<ul style="list-style-type: none"> • Wie ist die Bevölkerungsstruktur geprägt? (ländlich/ städtisch, traditionell/fortschrittlich, usw.) • Wie hoch ist die Bevölkerungsdichte? • Wie ist die soziale Struktur?

In der Praxis werden vor allem Kombinationen der oben vorgestellten Transport- und Sammelsysteme zum Einsatz kommen, um die jeweils spezifischen Vorteile zu nutzen. Zum Beispiel können in einem Holsystem gemischte Restabfälle und Bioabfälle gesammelt werden, wobei gezielt Glas, Papier, Metall und evtl. sortenreine Kunststofffraktionen, aber auch Sonderabfälle in Bringsystemen gefasst werden.

Insgesamt bergen Abfallsammelsysteme ein hohes Beschäftigungspotenzial, das von der Art und der Infrastruktur des gewählten Systems abhängig ist. Allen Systemen gemein ist der Vorteil im Bereich der Hygiene, den eine organisierte Abfallsammlung mit sich bringt, sowie die prinzipielle Möglichkeit, stoffstromspezifische Wertschöpfungsketten für Abfälle aufzubauen.

Für Schwellenländer heißt das, dass hierdurch die Möglichkeit besteht, im Abfallsektor informell tätige Bevölkerungsgruppen in ein Abfallwirtschaftssystem zu integrieren (**informeller Sektor**; vgl. **Abschnitt 4.1.4**). Diese Müllsammler – auch als **Waste Pickers** bezeichnet – leben überwiegend vom Verkauf der Wertstoffe, die sie aus den Abfällen sammeln. Der Abfall wird entweder direkt in den Straßen oder an ungeordneten Deponien (Müllkippen) nach Wertstoffen aussortiert. Waste Pickers spielen vor allem in großen Städten weniger entwickelter Regionen eine beachtliche Rolle mit Einfluss auf die Abfallzusammensetzung, die bei der Planung von Abfallkonzepten nicht unterschätzt werden darf.

Die Aktivitäten der Waste Pickers sind i. d. R. nicht bzw. nur unzureichend in die offiziellen Strukturen der Abfallwirtschaft eingebunden. Diese Einbindung ist jedoch eine wichtige Voraussetzung für die Akzeptanz des informellen Sektors innerhalb der Bevölkerung. Aus Brasilien sind Programme bekannt, welche die Gründung von Müllsammler-Kooperativen beinhalten (Santen et al., 2007), die für einen gewissen Interessenskonsens zwischen Waste Pickers und der Entsorgungswirtschaft sorgen.

Die Kosten für Abfallsammelsysteme innerhalb eines umfassenden Abfallmanagementkonzepts mit weiterführenden Behandlungsschritten hängen stark von den Lohnkosten ab und betragen bis zu 80 % der Kosten der Abfallwirtschaft. Angaben aus Indien bestätigen dieses Verhältnis auch für Schwellenländer: 60 bis 70 % für das Abfallsammelsystem und 20 bis 30 % für weitere Transportbewegungen und lediglich bis zu 5 % für Abfallbehandlung (Seemann und Ravindra, 2008). Dem gegenüber steht das hohe Wertschöpfungspotenzial, das durch die Vorteile bei der Sortierung, Aufbereitung bzw. Recycling der Wertstoffe entsteht.

Investitionen in Abfallsammelsysteme sind für Schwellenländer wichtige Meilensteine auf dem Weg in eine effiziente und zugleich nachhaltige Abfallwirtschaft.

1.3 Sortierung, Aufbereitung und Recycling von Wertstoffen aus Hausmüll

Der Aufwand für die weitere stoffliche Verwertung inkl. Sortierung und Aufbereitung richtet sich nach der Abfallfraktion bzw. dem Wertstoff, der Sortenreinheit und dem Verschmutzungsgrad des angelieferten Abfalls.

Für die weitere Sortierung und Aufbereitung stehen grundsätzlich folgende Verfahren zur Auswahl:

- **Selektive Zerkleinerung** von harten und weichen Stoffen
- **Windsichtung** zur Abtrennung der schweren Stoffe (z. B. Holz, Eisen, Küchenabfälle) von leichten Stoffen (z. B. Kunststoffe, Papier, Kartonagen, Textilien)
- **Magnet- und Wirbelschichtscheider** zur Abtrennung von Eisen und Nichteisen-Metallen
- **Schwimm-Sink-Verfahren** zur Sortierung von schweren und leichten Kunststoffen

- **Optische Erkennung** (z. B. Nahinfrarotsensortechnik für die Kunststofferkennung) in Kombination mit z. B. pneumatischer Sortierung
- **Manuelle Sortierung** durch händisches Aussortieren von Stör- und Fremdstoffen aus den Abfällen

Die Integration der physikalisch-mechanischen Verfahren kann die Vorstufe eines weiterführenden biologischen Behandlungsschritts der organischen Reststoffe sein (siehe Abschnitt 1.5). Je nach Qualität der Reststoffe kann auch deren Verbrennung in einer MVA sinnvoll sein. Insgesamt führt die Rückgewinnung von Rohstoffen aus Abfällen oder deren energetische Nutzung zu einer Reduzierung der zu deponierenden Abfallmengen. Steigende Rohstoff- und Energiepreise aufgrund der Ressourcenverknappung tragen zunehmend auch zur Wirtschaftlichkeit bei. Etablierte Recyclingverfahren gibt es für Kunststoffe, Papier, Glas und Metalle. Für alle vorgestellten Recyclingverfahren gilt, dass unter Berücksichtigung von Arbeitsschutzmaßnahmen ein hohes **Beschäftigungspotenzial durch manuelle Sortierschritte** besteht.

Für das **Recycling von Kunststoffabfällen** stehen sowohl werkstoffliche als auch rohstoffliche Verfahrensalternativen zur Verfügung. Bei der werkstofflichen Verwertung können auch verunreinigte und/oder gemischte Kunststoffe zur Produktherstellung verwendet werden (vgl. Intecus, 2008). Durch moderne Sortiertechniken in Kombination mit händischer Sortierung (Sortierkabine) und unter Einsatz von geschultem Personal können aus Leichtstofffraktionen relativ kostengünstig vergleichsweise hohe Sortenreinheiten erreicht werden.

Zur rohstofflichen Verwertung von Kunststoffen werden Pyrolyse, Vergasungs-, Hydrierungs- und Crackingverfahren eingesetzt. Ziel dieser Verfahren ist es, die im Kunststoff enthaltenen Kohlenstoffketten unter Einwirkung von Druck, Temperatur und ggf. Katalysatoren zu Stoffen aufzuspalten, die in der Petrochemie als Rohstoffe eingesetzt werden können. Bei der Pyrolyse entsteht außerdem aus ca. 35 % des Kunststoffs ein heizwertreiches Pyrolysegas, das zur Energiegewinnung des Prozesses dienen kann – ca. 65 % des Kunststoffs verbleiben zur rohstofflichen Verwertung. Beim Hochofenprozess kann durch die Verwendung von Kunststoffanteilen als Reduktionsmittel bei der Eisenschmelze Kohle oder Schweröl substituiert werden. Diese Einsatzmöglichkeit kann vor allem für Länder mit Schwerindustrie (z. B. China und Russland) interessant sein.

Ein weiterer Verwertungsweg, jedoch kein Recycling im engeren Sinne, ist die **energetische Verwertung** der Kunststoffabfälle durch anteilmäßige Mitverbrennung in Kraftwerken, Zementwerken und Müllverbrennungsanlagen (siehe Abschnitt 1.6). Bei der Verbrennung chlorhaltiger Kunststoffe muss aus Gründen des Umwelt- und Gesundheitsschutzes darauf geachtet werden, dass eine dem Verfahren entsprechende Abgasreinigung in den Anlagen vorhanden ist.

Bei der Wiederverwertung von Papierabfällen (**Papierrecycling**) bestehen hinsichtlich der Qualität des sogenannten Altpapiers hohe Anforderungen. Technische Sortierverfahren, aber auch manuelles Sortieren können den Reinheitsgrad positiv beeinflussen (siehe Abbildung 27). Der Einsatz von Altpapier ist für die Herstellung hochwertiger Papierprodukte wie Spezialpapiere, Pappen, Administrations-, Druck- und Presspapiere weniger interessant, wobei z. B. im De-Inking-Verfahren die Substitution von Rohfasern möglich ist. Hingegen kann bei den Produktionsprozessen Altpapier zur Herstellung von Verpackungspapieren, aber auch zur Herstellung von Hygienepapieren problemlos eingesetzt werden. Zu bedenken ist, dass Altpapier im Durchschnitt maximal sieben- bis achtmal wiederverwertet werden kann, da durch den Recyclingprozess eine Verkürzung der Papierfasern und damit Verminderung der Reißfestigkeit erfolgt. Im einfachsten Fall verfügen Papiersortierstraßen über mechanisch-physikalische

Trennprozesse wie z. B. Siebungen, Magnetabscheidung, Saug-/Blasverfahren zur Abtrennung von Feinmaterialien (z. B. mineralische Substanzen, kleine Metallteile). Anschließend werden verschiedene Altpapiersorten manuell sortiert. Bei weiterführenden Techniken werden noch ballistische Verfahren zur Separierung einer manuellen Sortierung vorgeschaltet (Kosten siehe Tabelle 22).



Abbildung 27: Sortierstraße für Papier und Pappe

Aussortierte Metalle können je nach Reinheitsgrad i. d. R. direkt als Sekundärrohstoff in Produktionsprozessen (z. B. Stahlschmelze) verwertet werden. Hervorzuheben ist hier neben den grundsätzlich ebenfalls geeigneten LD-Verfahren (Linz-Donawitz-Verfahren) und Elektrostahl-Verfahren das Siemens-Martin-Verfahren, das sich insbesondere für das **Recycling von Schrott** etabliert hat. In den letzten Jahren hat sich gezeigt, dass sich die Rückgewinnung von bis vor wenigen Jahren noch unrentablen Stoffströmen, z. B. Weißblech, auch ökonomisch rechnet.

Vor dem **Recycling von Altglas** muss dieses von Fremdstoffen gereinigt werden. Weitere Anforderungen bezüglich des Fehlfarbenanteils werden – zumindest in Europa – insbesondere an Weiß- und Braunglasprodukte gestellt. Die getrennte Sammlung von Weiß-, Grün- und Braunglas ist deshalb Grundvoraussetzung für die Erzeugung hochpreisiger Glasprodukte. So darf beispielsweise der Fehlfarbenanteil bei der Produktion von Weißglasflaschen 0,2 % nicht übersteigen. Der Anteil an Altglas bei der Neuproduktion beträgt bei Weißglas demzufolge ca. 30 %, bei Grünglas bis zu 90 %. Optische Sortierstraßen mit Fremdstoffabsaugungen, Waschstraßen, Zerkleinerungsschritten (< 15 mm) und Siebungen sowie Metallabscheidung nach dem Stand der Technik sind hierfür prinzipiell geeignet. Um jedoch die hohen Anforderungen bei der Glasherstellung hinsichtlich des Reinheitsgrads zu erfüllen, empfiehlt es sich, eine manuelle Vor- und Nachsortierung zu integrieren. Vor allem in Schwellen- und Entwicklungsländern erhöhen manuelle Sortierschritte die Akzeptanz von Recycling bei der Bevölkerung, da dadurch Arbeitsplätze entstehen.

Neben der stofflichen Verwertung der Abfälle sollte auch an die Kreislaufführung von Produkten gedacht werden, z. B. Pfandsysteme für Mehrwegflaschen.

Des Weiteren gibt es noch u. a. Recyclingverfahren bzw. -konzepte für Altfahrzeuge, Elektroschrott und Tintenpatronen (bifa, 2002), die je nach Region und technischem Entwicklungsstand wirtschaftlich interessant sein können.

Die Kosten für ein ausgewähltes Recyclingverfahren sind im Folgenden aufgelistet:

Tabelle 22: Investitions- und Betriebskosten am Beispiel einer Leichtstoffsartierung und Papiersortierung; Quelle: Intecus 2008

Recyclingverfahren für Kunststoffe (Leichtfraktionen) und Papier	Investitionskosten	Betriebskosten (deutsches Niveau)	Personalbedarf pro Tonne Jahresdurchsatz
Sortierprozess: 1 Tonne Durchsatz pro Stunde; Jahreskapazität bei 95 % Verfügbarkeit ca. 8.300 Tonnen vorsortierter Abfälle bei 24 Stunden-Betrieb	6 bis 18 € / Tonne Jahreskapazität an vorsortiertem Material	Stark abhängig vom Lohnniveau: 150 bis 300 € / Tonne bei deutschen Gegebenheiten	ca. 10 bis 12 Personen bei Einschichtbetrieb
Papiersortierung (Flächenbedarf ca. 5.000 m ²): 5 Tonnen Durchsatz pro Stunde ohne ballistische Vorsortierung für ca. 40.000 t/a	1 bis 2 € / Tonne Papier	15 bis 20 € / Tonne Papier ca. 6 % der Investkosten	8 bis 12 Personen
Mit ballistischer Vorsortierung	3 bis 35 € / Tonne Papier	17 bis 30 € / Tonne Papier ca. 6 % der Investkosten	6 bis 10 Personen

Allgemein gilt, dass die Bau- und Anlagenteile von Recyclingmodulen vor klimatischen Einflüssen, vor allem Niederschlägen, geschützt werden müssen. Demzufolge empfiehlt es sich, diese Bauteile einzuhäusern. Zu bedenken ist zudem, dass bei allen Sortierprozessen Reststoffe anfallen, deren Entsorgung bei Betrieb der Anlage gesichert werden muss und für die ausreichend Zwischenlager vorgesehen werden sollten, bevor sie dann z. B. auf einer Deponie abgelagert werden.

1.4 Abfallablagerung auf einer Deponie

1.4.1 Grundlagen

Ziel einer Deponie ist die geordnete und konzentrierte Ablagerung von Abfällen einer Region auf einem Standort. Bei einem ordnungsgemäßen Betrieb und einer dem Stand der Technik entsprechenden Bauweise werden dadurch direkte negative Umwelteinflüsse weitestgehend vermieden und THG-Emissionen reduziert. Deponien sind in Deutschland ein fester Bestandteil der Abfallwirtschaft. Die deutsche Abfallwirtschaft hat aufgrund der gestellten Anforderungen an abzulagernde Abfälle maßgeblich durch die notwendige Weiterentwicklung von Abfallbehandlungstechniken profitiert.

Abfälle, die auf Deponien gelangen, müssen so weit wie möglich mechanisch, biologisch oder thermisch vorbehandelt werden, um die Umweltauswirkungen zu minimieren (siehe Abschnitte MBA und MVA). Zudem werden durch die Vorbehandlung das Volumen und die Masse der Abfälle minimiert und somit die Reichweite von Deponien verlängert.

Hinweis 14: Deutscher Standard im Deponiewesen ab 2009 – die Deponieverordnung (DepV)

Um Gefahren für die Umwelt und Gesundheit abzuwehren, die von Abfällen unterschiedlicher Art ausgehen können, wurden in Deutschland Mindeststandards für die Qualität der zur Ablagerung bestimmten Abfälle auf Deponien und der Deponien selbst erarbeitet.

Diese Standards sind in der deutschen Deponieverordnung (DepV, 2009) zusammenfassend aufgeführt. Dort werden Anforderungen an den abzulagernden Abfall gestellt, der dann je nach Zulässigkeits- und Zuordnungskriterien den Deponietyp vorgibt.

Insgesamt unterscheidet die DepV fünf Deponieklassen (DK):

- DK 0 unbelasteter Bauschutt und unbelastete Böden
- DK I behandelte Haus- und Gewerbemüll
- DK II behandelte Haus- und Gewerbemüll mit höheren Schadstoffbelastungen als für DK I
- DK III gefährliche Abfälle (z. B. sogenannte Spiegeleinträge)
- DK IV Untertagedeponie für gefährliche Abfälle

Die Anforderungen an Standort und Ausführung steigen somit von Klasse 0 bis Klasse IV – vor allem hinsichtlich der technischen Funktionsschichten (z. B. Abdichtungskomponenten sowie Dichtungskontrollsysteme) und der Standortwahl (z. B. hydrogeologische Eigenschaften sowie Langzeitsicherheitsnachweise). In Deutschland haben sich durch die Festlegung der Zulässigkeits- und Zuordnungskriterien und die sich daraus ergebenden Ansprüche die Behandlungstechniken für Abfälle wie die MBA und MVA (weiter)entwickelt.

Diese Behandlungstechniken haben zum Ziel, die Vorgaben der DepV an den Abfall zu erfüllen. Zum Beispiel wird für die Deponieklasse II der Anteil der Organik im trockenen Abfall – bestimmt als Glühverlust – auf maximal 5 % festgelegt oder für Abfälle aus einer MBA wird die biologische Aktivität – gemessen z. B. in mgO_2/gTS als Atmungsaktivität oder maximales Gasbildungspotenzial in mL/gTS – begrenzt.

Die Ablagerung von Abfällen, insbesondere von Siedlungsabfällen, auf Deponien (Deponierung) stellt weltweit derzeit noch die gebräuchlichste Entsorgungsvariante dar. In Deutschland wird das Deponiewesen zusammenfassend in der Deponieverordnung (DepV) dargestellt, wo auch die Ablagerungskriterien für die Abfälle sowie die Funktionstüchtigkeit einer Deponieklasse für Deutschland festgelegt sind (siehe Hinweis 1).

Orientierend können außerhalb Deutschlands in abfallwirtschaftlich entwickelten Ländern meist folgende Deponiearten unterschieden werden:

- Verdichtungsdeponien (auch trockene Deponie)
- Rotte-Deponien, ungesteuert und gesteuert (Reaktor-Deponie)
- Inertstoffdeponien
- Trockene Deponien als Zwischenlager beispielsweise von Ersatzbrennstoffen (EBS)

Bei der **Verdichtungs-** bzw. **trockenen Deponie** werden die Abfälle – meist gemischte Siedlungsabfälle – mit schweren Kompaktoren oder Planierdrauen in Schichten von 0,15 m bis 0,5 m verdichtet eingebaut. Eine Verdichtung minimiert das Eindringen von Niederschlagswasser und verschlechtert somit die Wachstumsbedingungen von Mikroorganismen. Die trotzdem stattfindenden biologischen Abbaupro-

zesse des Abfalls verlaufen dann jedoch meist anaerob, was zu erheblichen Methangasemissionen führen kann, falls das Eindringen von Wasser nicht unterbunden wird. Ziel ist es, den Abfall durch Einkapselung von der Umwelt abzutrennen. Verdichtungsdeponien besitzen ein hohes Umwelt- und Klimagefährdungspotenzial, falls die Abfälle nicht vorbehandelt wurden.



Abbildung 28: Einbau von Restabfallkompost mit Kompaktor

Bei **ungesteuerten Rottedeponien** wird der frische Abfall durch lockere Schichtlagerung biologisch vorbehandelt (ungeregelte Kompostierung). Leicht abbaubare Verbindungen werden so vor dem verdichteten Einbau aerob abgebaut – hauptsächlich zu CO_2 und Wasser – und biologisch stabilisiert.

Bei **gesteuerten Rottedeponien** bzw. **Reaktordeponien** wird der Abfall z. B. durch eine mechanisch-biologische Abfallbehandlung (siehe auch Abschnitt MBA) weiter gehend aufbereitet. Er wird vorsortiert, zerkleinert und verdichtet in dünnen Schichten eingebaut. Zudem werden entstehende Sickerwässer im Kreislauf geführt. Ziel von Rottedeponien ist es, eine Verkürzung der „sauren Phase“ im Deponiekörper herbeizuführen und schnellstmöglich in die „Methanphase“ zu gelangen. Somit entsteht weniger belastendes Sickerwasser als in reinen Verdichtungsdeponien.

Als **Inertstoffdeponien** werden Deponien bezeichnet, in denen vorwiegend biologisch stabile Abfälle abgelagert werden. Stabile bzw. inerte Abfälle sind z. B. durch thermische Vorbehandlung in einer Müllverbrennungsanlage entstandene Schlacken. Bauschutt- oder Erdaushubdeponien werden ebenfalls als „Inertdeponien“ bezeichnet. Jedoch ist der Begriff „inert“ irreführend: Zum Beispiel kann durch pH-Wertänderung aufgrund von Niederschlagswasser oder exothermen Reaktionen eine Auslaugung von Schadstoffen und Salzen stattfinden. Zudem ist auch bei Deponien, auf denen Aschen oder anorganische Rückstände abgelagert werden, mit Deponiegasbildung zu rechnen.

Die verschiedenen Deponiearten können zudem in unterschiedlichen Bauformen ausgeführt sein:

- Grubendeponie
- Haldendeponie
- Hang- oder offene Grubendeponie

- Untertagedeponie

Als **Grubendeponien** können z. B. ausgebagerte Lehmgruben dienen. Sie sind gegenüber **Haldendeponien** weniger erosionsanfällig und haben i. d. R. einen geringeren Platzbedarf. Dafür sind Haldendeponien grundsätzlich einfacher zu handhaben, da Sickerwässer selbstständig aus dem Deponiekörper herausfließen und somit leichter zu fassen sind. **Hang-** und **offene Grubendeponien** stellen Zwischenformen dar, die u. U. die Vorteile von Gruben- und Haldendeponie vereinen können. Zudem lassen sich diese Deponiearten besser in die Landschaft integrieren. **Untertagedeponien**, z. B. in ehemaligen Salzstöcken oder -kavernen, sind für die Ablagerung von Abfällen zu kostenintensiv und können deshalb für Siedlungsabfälle nicht empfohlen werden. Diese Deponieart ist geeignet für nicht brennbare Sonderabfälle wie z. B. Flugaschen aus der Müllverbrennung.



Abbildung 29: Einbaufeld von MBA-Abfalldeponat

Im „Good Practice Guidance“ der IPCC werden ebenfalls Deponietypen unterschieden, die für die Durchführung von CDM-Projekten Geltung haben (Baselinetool: UNFCCC, 2008b). Jedoch richtet sich hier die Differenzierung nach der zu beobachtenden oder zu erwartenden biologischen Aktivität, die zur Methangasbildung führt.

Demnach wird **geordneten Deponien** (Managed Sites), auf denen ein verdichteter Einbau des Abfalls stattfindet, das höchste Deponiegasbildungspotenzial zugeschrieben ($MCF = 1,0$)¹⁵. Eine weitere Unterteilung findet in **ungeordnete Deponien** (Unmanaged Sites) mit Schichthöhen von mehr als fünf Metern ($MCF = 0,8$) und solchen mit weniger als fünf Metern statt ($MCF = 0,4$). Als statistische Grundlage für JI-Projekte kann eventuell die Kategorie für undefinierte Deponien mit dem Faktor 0,6 verwendet werden.

¹⁵ MCF = Methane Correction Factor, der zur Berechnung des Methanbildungspotenzials von abgelagertem Abfall verwendet werden muss. Dabei wird von einer maximalen Methanbildungsmenge bei einem abzulagernden Abfall ausgegangen, die in Abhängigkeit von der Deponie freigesetzt werden kann. Bei hoch verdichteten Deponien und/oder Deponien mit hoher Schichtdicke wird davon ausgegangen, dass der biologische Abbau der organischen Abfallkomponenten anaerob ist und deshalb Methan entsteht.

Im Allgemeinen besteht eine geordnete Deponie aus einer Basisabdichtung, einer Oberflächenabdichtung – oder vorhergehender temporärer Oberflächenabdeckung – und einem Gas- und Sickerwassererfassungssystem, die Bestandteil eines sogenannten Multibarrierenkonzepts sind.

1.4.2 Technische Beschreibung

Um die negativen Einflüsse auf die Umwelt zu minimieren, sind der Bau und der Betrieb einer Deponie in Deutschland an ein **Multibarrierenkonzept** gekoppelt, das weltweit übertragbar ist. Dieses Konzept umfasst sechs Barrieren:

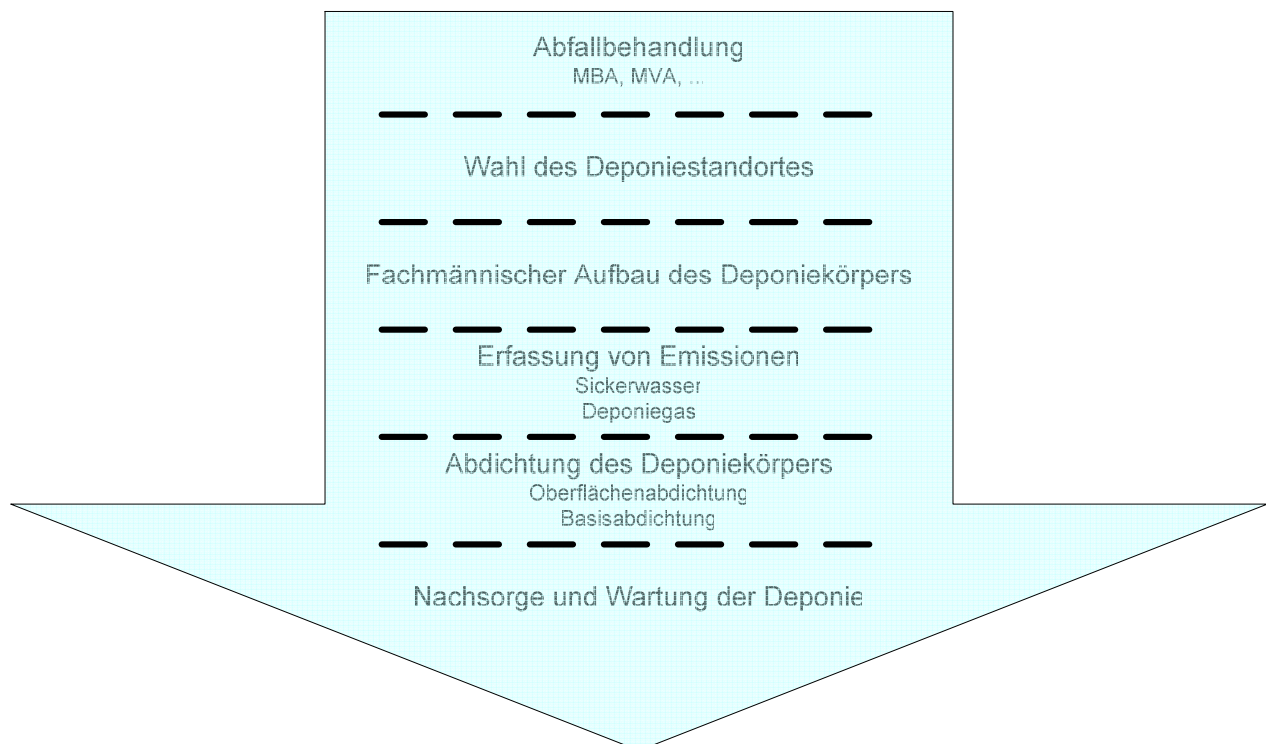


Abbildung 30: Multibarrierenkonzept

1. Nur **vorbehandelte Abfälle** sollten abgelagert werden (in Deutschland dürfen nur vorbehandelte Abfälle auf Deponien):
 - Abtrennung besonders gefährlicher Stoffe, Störstoffe
 - Minimierung der Abfallaktivität z. B. durch vorherige Verbrennung des Abfalls oder biologische Behandlung (Abfallkompostierung)
2. Der **Deponiestandort** muss sorgfältig ausgewählt werden unter Berücksichtigung der
 - hydrogeologischen Bedingungen (Wasserhaushalt der Bodenschichten) und der
 - geologischen Bedingungen (Zusammensetzung der Bodenschicht).
3. Fachmännischer Aufbau des **Deponiekörpers** (Einbauverfahren, Einbaudichte, Standfestigkeit)
4. **Deponiegasabdichtung** und **Sickerwassererfassung** sowie deren weitergehende Behandlung

5. Eine **Oberflächenabdichtung** soll Eindringen von Niederschlagswasser verhindern; alternativ können bei Siedlungsabfalldeponien wasserdurchlässige **temporäre Oberflächenabdeckungen** zur Beschleunigung biologischer Abbauprozesse zweckmäßiger sein.
6. **Nachsorge und Wartung** des verfüllten Deponiekörpers (Monitoringplan)

Hinweise zum genauen Vorgehen und Aufbau eines sicheren Deponiekörpers sind z. B. in der deutschen Technischen Anleitung für Siedlungsabfälle (TA-Si) bzw. ab Juli 2009 in der Deponieverordnung (DepV) enthalten.

Bewährte **Vorbehandlungsverfahren** sind die Müllverbrennung in einer MVA und die mechanisch und biologische Vorbehandlung in einer MBA. Ziel beider Verfahren ist es, den Abfall in seinem Volumen und seiner Masse zu reduzieren und ein reaktionsarmes Abfallprodukt zu erzeugen, um zum einen Deponievolumen einzusparen und potenzielle Energie aus dem Abfall herauszuholen und zum anderen eine hinsichtlich ihrer chemischen und biologischen Prozesse stabile und reaktionsarme Deponie zu erhalten (MVA: reaktionsträge Schlacke; MBA: biologisch stabilisierter Abfallkompost). Grundsätzlich tragen eingebaute vorbehandelte Abfälle gegenüber den nicht vorbehandelten Abfällen zu einer erhöhten Standsicherheit des Deponiekörpers bei.

Die Reichweite einer Deponie ist maßgeblich von der Vorbehandlung des zu deponierenden Abfalls abhängig.

Tabelle 23: Verlängerung der Reichweite einer Deponie durch Vorbehandlung der zu deponierenden Abfälle

Vorbehandlung	Mögliche Volumen-/Massenreduzierung im Fall der Deponierung (Anhaltswerte)	Deponat	Auswirkungen auf die Reichweite (orientierend)
Müllverbrennung in einer MVA	ca. 80 % / 65 %	Schlacke	Faktor 5 (länger)
biologische Vorbehandlung in einer MBA	ca. 25 % / 30 bis 40 % (ohne vorhergehende Ausschleusung von Wertstofffraktionen)	biologisch stabiler Abfall	Faktor 1,2 (länger)

Bei der **Standortwahl** ist neben den geologischen und hydrogeologischen Aspekten der Platzbedarf zu berücksichtigen. Als Orientierungswert kann angenommen werden, dass je Quadratmeter Grundfläche ca. 10 bis 15 Tonnen Abfall eingearbeitet werden können. Das heißt, der **Flächenbedarf** bei geplanten 50.000 Tonnen Abfall Jahreskapazität und einer geplanten Betriebsdauer von 20 Jahren beträgt ca. 100.000 m². Die Schichthöhe wird nach Verfüllen der Deponie mit 10 m zuzüglich der Rekultivierungsschicht angenommen. Des Weiteren müssen **infrastrukturelle Gegebenheiten** wie Trinkwasser- und Stromanschluss und auch eine gute Straßen- und eventuell Eisenbahn- und/oder Wasserwegsanbindung vorausgesetzt werden.

Bei Deponien ohne Oberflächenabdichtung und Gassammelsystemen findet ohne Vorbehandlung eine großflächige Entgasung von Methan und Kohlendioxid statt. Dies führt zu THG-Emissionen. Deponien nach dem Stand der Technik verfügen deshalb über eine **Basis- und Oberflächenabdichtung**, die gegenüber Sickerwasser und Deponiegas beständig und undurchlässig ist. In Deponien, bei denen der Anteil an organisch verfügbarem Abfall hoch ist, insbesondere bei Siedlungsabfällen, kann es zweckmäßig sein, die biologische Aktivität durch Wasserzufuhr aufrechtzuerhalten (siehe auch Reaktordeponie). Eine **temporäre Oberflächenabdeckung**, die Infiltration von Wasser in die Deponie ermöglicht, kann diese Abbauprozesse bedingt gewährleisten. Sinnvollerweise erfüllt diese Oberflächenabdeckung

die Eigenschaften einer Methanoxidationsschicht. Nach Abklingen der biologischen Aktivität kann die Deponie dann abgedichtet werden.

Durch die Basis- und Oberflächenabdeckung können die umweltrelevanten Sickerwässer und Deponiegase teilweise erfasst und einer Behandlung zugeführt werden. Zur Sickerwassererfassung ist ein Dränagesystem mit leichtem Gefälle auf der nach unten hin abdichtenden Kunststoffschicht zu installieren. Das Gefälle verringert die Verstopfungsgefahr der Dränageleitungen. Das Sickerwasser kann in einem Pumpenschacht zusammengeführt werden, von dem aus es z. B. wieder dem Deponiekörper zugeführt werden kann. Eine Sickerwasserkreislaufführung sollte vom Gehalt an organischen Substanzen (CSB) im Sickerwasser und anderen Faktoren wie etwa der Standsicherheit der Deponie abhängig gemacht werden. Jedenfalls ist das Sickerwasser je nach Schadstoffgehalt vor dem Einleiten in eine Kläranlage oder einem Vorfluter zu behandeln. Die Behandlung von Sickerwässern aus Deponien ist aus ökologischer Sicht notwendig. Der Aufwand und damit auch die Kosten für Sickerwasserbehandlungssysteme hängen in starkem Maße von der Art der abgelagerten Abfälle ab. In der Regel sinken die Kosten von unbehandeltem Abfall über biologisch behandelten Abfall hin zu beispielsweise Schlackedeponien.

Typische Sickerwasserbestandteile sind:

- Salze (Chloride, Kalzium, Sulfat)
- Schwermetall (vor allem bei stark sauren oder stark basischen pH-Werten)
- Organikfrachten (hohe CSB-Werte)

Gesammeltes Deponiegas kann einen Methangehalt zwischen 50 und 70 % aufweisen. Die Erfassung von Deponiegas erfolgt in flexiblen Elementen wie z. B. biegsamen Schläuchen, die in horizontalen und vertikalen Kanälen im Deponiekörper verlegt werden. Aufgrund von Kondenswasserbildung sind vertikale Kanäle zu bevorzugen bzw. horizontale Kanäle mit leichter Neigung zu verlegen. Die Gassammelkanäle enden in Gassammelstellen, in denen das Deponiegas unter kontrollierten Bedingungen mittels Hochtemperaturgasfackel verbrannt oder zur Stromerzeugung in entsprechenden Gasgeneratoren oder Blockheizkraftwerken genutzt wird. Der Nutzen für die Umwelt besteht dabei in der thermischen Oxidation von Methan mit einem THG-Faktor von 21 zu weniger relevantem Kohlendioxid mit dem Faktor 1.

Ohne Deponiegasfassung würde das Deponiegas durch den Überdruck in die Atmosphäre und das umliegende Erdreich entweichen. Zum enormen THG-Potenzial kämen Vegetationsschäden und Geruchsbelästigungen hinzu – auch entstünden je nach Mischungsverhältnis explosive Gase. Zur weiteren Minimierung der Methanemissionen kann als Endabdeckung, wie bereits oben erwähnt, eine sogenannte Methanoxidationsschicht aufgebracht werden, die das Methan im nicht erfassten Deponiegas in einer gut durchlüfteten Abdeckschicht weiter eliminiert. Welche Wirkungsgrade erzielt werden, kann nur unzureichend abgeschätzt werden. Das IPCC-Modell geht von einer 10 %-Methanoxidation aus, aktuelle Untersuchungen von höheren Wirkungsgraden (Santen, 2007; Martiensen, 2008).

Nach dem vollständigen Verfüllen der Deponie müssen die Sickerwasser- und Deponiegaserfassungssysteme weiterhin betrieben werden, da je nach abgelagertem Abfall mit umweltrelevanten Sickerwasserbelastungen und Deponiegasemissionen über einen Zeitraum von mindestens 20 bis zu 80 Jahren gerechnet werden muss. Aus diesem Grund bedarf es eines **Nachsorgekonzepts**, in dem von geschultem Personal **Wartungen und Messungen** wichtiger Parameter vorgenommen werden.

Zudem sind **hygienische Aspekte** beim Betreiben einer Deponie von Bedeutung, da abgelagerte Abfälle mit organischen Fraktionen Ungeziefer, Nager und Vögel anlocken. Vor allem Letztere verbreiten über Ausscheidungen oft Krankheitserreger. Organisatorische Maßnahmen, wie z. B. Abdecken der eingebrachten Abfälle, können einer Ausbreitung entgegenwirken. Auch stellen Papierfangzäune und Reifenwaschanlagen Maßnahmen zur Verbesserung der hygienischen Situation dar.

Bei der technischen Auslegung und Planung einer Deponie sollten bereits bei der Standortwahl Experten mit einbezogen werden.

Über die technischen Anforderungen hinaus stellt der Betrieb einer Deponie noch Ansprüche an die Organisation der Arbeitsabläufe.



Abbildung 31: Verfüllter Deponieabschnitt mit Rekultivierungsschicht

1.4.3 Organisation einer Deponie

Zu einem geregelten Deponiebetrieb zählen als wichtige Bausteine die **Erfassung der eingelagerten Abfallmengen und -arten** sowie das **Führen eines Ablagerungsplans** in einem geeigneten Raster. Dies erleichtert den Umgang im Störfall, z. B. im Brandfall, und die Überwachung in der Nachsorgephase. Außerdem sollte an einen möglichen Rückbau der Deponie gedacht werden, da Materialien im Abfall zukünftig Rohstoffquellen darstellen können. Der Abfallablagerungsplan ist hierbei für ein gezieltes Vorgehen notwendig.

Voraussetzungen zur Umsetzung der genannten Maßnahmen sind eine **Waage**, mit deren Hilfe die angelieferten Abfallmengen erfasst werden können, und ein **Betriebstagebuch**, in dem Art und Menge des angelieferten Abfalls fortlaufend täglich notiert wird.

Zur zeitnahen Erkennung beispielsweise von Leckagen, die zu einer Grundwasserverschmutzung führen, sind angepasste **Monitoringpläne** zu erstellen und **Messstellen** einzurichten (z. B. Grundwassermessstellen und Messstellen zum Setzungsverhalten). Zudem sollten erfasste Gasmengen, -zusammensetzung, Temperaturen im Deponiekörper und Sickerwasseranalysen regelmäßig durchgeführt und dokumentiert werden. Die Messstellen sind am besten so einzurichten, dass sie in der notwendigen Nach-

sorgephase genutzt werden können. Die Länge der Nachsorgezeit sollte von der Gasentwicklung und der Sickerwasserzusammensetzung abhängig gemacht werden. In den ersten 20 bis 30 Jahren muss nach heutigen Erkenntnissen eine relativ intensive Nachsorge betrieben werden. Insgesamt kann mit Nachsorgezeiten von bis zu 80 Jahren gerechnet werden. Bestandteil einer Nachsorge sind regelmäßige Inspektionen der Deponietechnik und die Kontrolle von Grundwasser im Einflussbereich einer Deponie.

Für den ordnungsgemäßen Betrieb einer Deponie ist zunächst ausgebildetes Personal notwendig:

- Ein Deponieleiter, der verantwortlich für den Gesamtbetrieb ist
- Wägepersonal, das Abfallmengen erfasst
- Personal, das die angelieferten Abfälle ordentlich in den Deponiekörper einbaut, z. B. mit Raupenfahrzeugen und/oder Kompaktoren (Maschinenführer)
- Personal, das Gas- und Sickerwassererfassungssysteme warten und ggf. reparieren kann (Monteure)
- Personal mit Laborkenntnissen zu Ermittlung wichtiger Parametergrößen, z. B. aus dem Deponiegas oder Sickerwasser

Je nach Größe und technischer Ausstattung der Deponie sind für eine Beispieldeponie von ca. 100.000 t Jahreskapazität ohne Sortierung etwa zehn bis 20 Personen notwendig.

1.4.4 Treibhausgasemissionen (THG-Emissionen) einer Deponie

Hausmüll und Gewerbeabfälle enthalten große Mengen an potenziell biologisch abbaubaren Kohlenstoffen. Der Anteil liegt innerhalb der EU-Mitgliedstaaten zwischen 70 und 500 kg je Tonne hausmüllähnlichen Abfalls (Schachermayer, 2006¹⁶). Die relativ große Spanne ergibt sich dadurch, dass die Mitgliedstaaten den Kohlenstoffanteil unterschiedlich ermitteln. Teilweise wird er vor, teilweise nach einer Abtrennung beispielsweise von Bioabfallfraktionen bestimmt. Letztendlich werden von Deponien ca. 35 bis 120 m³ Methangas pro Tonne abgelagertem Abfall emittiert. Dies entspricht in etwa einem CO₂e von 0,5 Tonnen CO₂e bis 1,8 Tonnen CO₂e je Tonne Abfall (1,1–1,6 FOD-M).

Die **Halbwertszeit für die Deponiegasbildung** wird zwischen 1,4 und 25 Jahren in Abhängigkeit von der Zusammensetzung des Abfalls angegeben. In Deutschland wird mit einer mittleren Halbwertszeit von fünf Jahren gerechnet. Modelle des bifa Umweltinstituts nehmen eine Halbwertszeit von zehn Jahren an und sind damit etwas konservativer. Die tatsächliche THG-Emission hängt im Wesentlichen stark vom Zeitraum ab, innerhalb dessen eine Abfallcharge in die Deponie eingebaut wird, und von der Vorbehandlung des Abfalls. Dach (1999) hat bereits 1999 angegeben, dass durch die Vorbehandlung von Hausmüll mit MBA-Technik eine Verringerung der Deponiegasbildung um den Faktor 10 erreichbar ist. Diese Größenordnung haben auch die Literaturlauswertungen von Bahr et al. (2006) bestätigt, die bei mechanisch und biologisch vorbehandelten Abfällen eine um den Faktor 5 bis 13 geringere Flächenbelastung an Methanemissionen bei gleicher Mächtigkeit (20 m Deponiehöhe) aufzeigen.

Eine exakte Prognose der THG-Emissionen, die von Deponien ausgehen, kann mangels vollständiger Kenntnisse zu den chemischen, biologischen und physikalischen Reaktionen nur unzureichend stattfinden. Hinzu kommen die Schwierigkeiten bei der Charakterisierung – vor allem bei der Bestimmung des Anteils tatsächlich biologisch abbaubarer Stoffe (z. B. TOC) – der stark inhomogenen und heterogenen

¹⁶ Vergleich und Evaluierung verschiedener Modelle zur Berechnung der Methanemissionen aus Deponien

Abfälle. Berechnungsmodelle verschiedener Arbeitsgruppen führen deshalb oft zu sehr unterschiedlichen Deponiegasprognosen.

An mehreren realen Deponien wurden Halbwertszeiten für die Deponiegasbildung von ca. vier bis sieben Jahren ermittelt (persönliche Mitteilung Wolfgang Huber; AU Consult, Abbildung 32).

Die insgesamt entstehende Methangasmenge kann durch moderne Gaserfassungssysteme mit horizontalen und vertikalen Gaserfassungsschächten zu 50 % erfasst werden. Untersuchungen auf deutschen Deponien ergaben Erfassungsgrade von durchschnittlich 40 %. Das Entweichen des restlichen Deponiegases in die Atmosphäre erfolgt zu 90 % über sogenannte „Hotspots“, die ca. 2–5 % der Deponieoberfläche ausmachen. Werden bei Messungen solche Hotspots nicht erfasst, so wird die Deponiegasentwicklung unterschätzt.

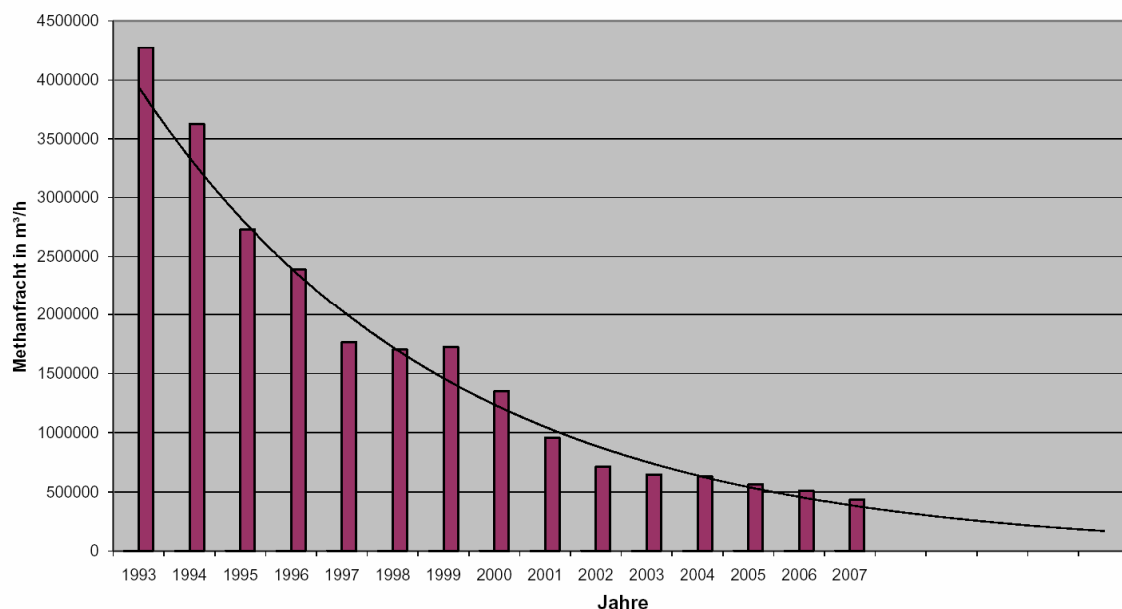


Abbildung 32: Gemessene Methanfracht einer Deponie – seit 1992 wurde keine Organik eingebracht (Quelle: Mit freundlicher Genehmigung von AU Consult, Augsburg)

Zu einer weiteren Verringerung der Methanemissionen kann eine sogenannte **Methanoxidationsschicht** beitragen. Die Aufbringung dieser Schicht anstelle einer schadstoffkonservierenden Regelaabdichtung kann mindestens kostenneutral durchgeführt werden. Dabei wird ein für Mikroorganismen geeignetes Substrat (ähnlich Biofiltersubstraten wie Fertigkompost oder auch Restmüllkompost aus einer MBA) in einer Schichthöhe von ca. 1,2 bis 1,5 Metern auf der Oberfläche der Deponie aufgebracht. Die notwendige Korngröße von 20 bis 100 mm kann durch einen entsprechenden Siebschnitt hergestellt werden. Solche Filtersysteme weisen Methanoxidationsleistungen von vier bis 25 Litern Methan pro Stunde und Quadratmeter auf (im Extremfall bis zu 41 Liter; Santen, 2008; Martienssen et al., 2008) und können ca. 90 % der Methanemissionen oxidieren. Aus Methan bilden dabei unter aeroben Bedingungen Mikroorganismen CO₂ und Wasser, wobei bakterielle Biomasse aufgebaut wird.

Eine weitere Voraussetzung für das Erreichen maximaler Reduzierungen von Deponiegasemissionen ist ein zügiger Einbau des Abfalls in den Deponiekörper und eine möglichst zeitnahe Teilabdeckung der

frisch eingebauten Abfälle. Damit werden auch z. T. die THG-Emissionen erfasst, die durch biologisch leicht abbaubare Abfallfraktionen bereits in den ersten Wochen nach der Ablagerung entstehen.

Ist ein Deponiekörper vollständig befüllt, sodass keine Abfälle hinzugelangen, wird er geschlossen. Die Bildung von Deponiegas nimmt ab diesem Zeitpunkt kontinuierlich ab, sodass nach mehreren Jahren die Menge und auch Qualität des Deponiegases einen Betrieb einer Deponiegasfackel nicht mehr ermöglicht. Hierfür existieren bereits sogenannte Schwachgasnutzungskonzepte, die es ermöglichen, einen großen Teil der trotz allem relevanten Mengen an Methan zu erfassen und mit gesonderter Technik abzufackeln (z. B. Wirbelschicht-Schwachgasfackel).

Herkömmliche Deponiegasfackeln benötigen Methankonzentrationen von mehr als 25 %. Wirbelschicht-Schwachgasfackeln arbeiten bis zu einer minimalen Methankonzentration von 6 % noch zuverlässig (Steinbrecht und Spiegelberg, 2008)

1.4.5 Kosten

Investitionskosten für den Bau einer Deponie sind bisher kaum bekannt.

Wesentliche Kosten verursachen die Voruntersuchungen und -planung zur Auswahl eines geeigneten Standorts. Im Folgenden sind Kosten für Investition, Betrieb und notwendige Nachsorge einer Deponie orientierend aufgelistet. Sie sind vor allem von der biologischen Aktivität der Abfälle und damit von der Vorbehandlung abhängig. Grundsätzlich gilt, dass die Kosten für den Bau und Betrieb einer Deponie in der Reihenfolge Schlackedeponien (Reststoffe aus der Müllverbrennung), MBA-Restabfalldeponien hin zu unbehandelten Abfalldeponien beträchtlich ansteigen.

Für die Investitionen ist u. a. die Oberflächenabdichtung von Bedeutung. Die dafür zu erbringenden Kosten sind für eine Deponiebauweise, die sich am deutschen Standard ausrichtet, in Tabelle 24 aufgeführt. Je nach gesetzlichen Anforderungen können diese Kosten stark variieren, jedoch sollten die oben genannten Kriterien hinsichtlich der baulichen und technischen Anforderung zum Schutz der Umwelt und Gesundheit beachtet werden.

Tabelle 24: Kenndaten für die Errichtung und den Betrieb einer Deponie (deutscher Standard; Abschätzung auf Basis der Quelle: Stief, K., Dezember 2008; <http://www.deponie-stief.de>)

Position	Kosten bzw. Aufwendungen (orientierend)
Investitionskosten gesamt (Einbaudichte 1,5 t/m ³)	6 – 10 €/t
davon in Prozent:	
• Planung	5 – 10 %
• Basisabdichtung	25 – 35 %
• Sickerwassererfassung und Sammlung	10 – 15 %
• Oberflächenabdichtung inklusive Rekultivierungsboden/Methanoxidationsschicht und Bepflanzung	35 – 40 %
• Entgasung inklusive Gasbrunnen, Gasleitungen, Stationen und Fackelanlage	5 – 8 %
Betriebskosten	
Betriebskosten gesamt (stark abhängig von Lohn- und Energiekosten) inklusive Sickerwasserbehandlung, Personal, Instandhaltung für Geräte, Betriebsstoffe sowie Kontrollen am Deponiekörper	30 – 40 €/t
Sonstige Kenndaten	
Personalbedarf (Deponie mit rd. 2 Mio. t Deponievolumen; jährlicher Einbau von ca. 150.000 t Abfall)	10 bis 15, davon 3 Maschinenführer, 3 Fachkräfte für die Abfallannahme sowie Anlagenleiter
Flächenbedarf für eine Deponie für insgesamt 1.500.000 t Abfall (angenommenen Schütthöhe von 20 m und einer Einbaudichte von 1,5 t/m ³)	100.000 m ²

1.5 Mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlage (MBA)

1.5.1 Grundlagen

Die mechanisch-biologische Abfallbehandlung (MBA) dient neben der thermischen Abfallbehandlung der Vorbehandlung von Siedlungs- und Gewerbeabfällen vor einer Deponierung. Sie wird u. a. auch vor einer weiteren thermischen Abfallbehandlung eingesetzt.

In verschiedenen mechanischen Behandlungsschritten werden z. B. Wertstoffe oder heizwertreiche Abfallfraktionen vor einer weiter gehenden biologischen aeroben oder anaeroben Behandlung aus dem Abfall abgetrennt. Durch die biologische Behandlung findet eine Stabilisierung bei gleichzeitiger Volumen- und Massenreduzierung des Abfalls statt, der anschließend deponiert wird (vgl. Abbildung 33). In der Praxis können um bis zu 25 % höhere Einbaudichten erreicht werden (Kühle-Weidemeier und Langer, 2006). Die biologische Behandlung greift zudem einer Mobilisierung von Schadstoffen im Deponiekörper durch die vorgezogene Bildung und den weiteren Abbau von organischen Säuren vor. Man spricht deshalb auch von einer „kalten Inertisierung“, obwohl das Material nach der Behandlung noch Organik beinhaltet.

Bei aeroben biologischen Verfahren wird dem Abfall meist unter kontrollierten Bedingungen in einem Rotteprozess aktiv oder passiv Frischluft zugeführt. Durch Prozesssteuerung kann aus dem Abfall ein Trockenstabilat oder ein Ersatzbrennstoff erzeugt werden, der im Weiteren z. B. in einem Müllheiz- oder Industriekraftwerk verbrannt werden kann (Waste to Energy Plant). Im Fall einer anaeroben biologischen Behandlungsstufe – einer Abfall-Biogasanlage – wird unter Ausschluss von Sauerstoff mittels Methangärung Biogas aus dem organischen Anteil des Abfalls gewonnen. Aus dem Biogas kann durch

Kombination mit einem Blockheizkraftwerk Strom und Wärme zum Betreiben der abfallwirtschaftlichen Anlage erzeugt werden. Der Gärrest muss zur weiteren Stabilisierung getrocknet und hygienisiert werden. Dies kann z. B. mithilfe einer biologischen Trocknung in einer anschließenden aeroben Rotte oder in Kombination mit der Zuführung überschüssiger Wärme aus dem Blockheizkraftwerk der Biogasanlage erfolgen.

Die MBA-Technologie ist vor allem im deutschsprachigen Raum weit verbreitet. In Österreich werden derzeit 17 aerobe MBA betrieben (Stand 2008). In Deutschland wurden im Jahr 2007 45 mechanisch-biologische/physikalische Abfallbehandlungsanlagen betrieben (Kuehle-Weidemeier, 2007). Aufgrund ihrer im Vergleich mit der Müllverbrennung geringeren Investitions- und Personalkosten bilden MBA eine gute Alternative für die Behandlung von Abfällen vor einer Deponierung zur Minderung von THG-Emissionen. Die Schadstoffe in der Abluft einer MBA erfordern nach deutschem Standard eine Abluftreinigung. Die mögliche Geruchsbelästigung durch die Behandlung sollte bei der Standortwahl und der eingesetzten Abgasreinigungstechnik berücksichtigt werden. Zur Einhaltung des deutschen Standards nach der 30. Verordnung zum Bundesimmissionsschutzgesetz (BImSchV) ist eine über einen Nasswäscher und einen Biofilter hinausgehende Abgasreinigung durch thermische Nachverbrennung (i. d. R. regenerative thermische Oxidation – RTO) erforderlich.

In Tabelle 25 sind die orientierend anzusetzenden reinen Investitionskosten für die Anlagenteile einer MBA in einem Bereich von durchschnittlich 16 €/t aufgeführt.

Die Kosten können auf Anlagen in der Größenordnung von rd. 30.000 t/a bis 100.000 t/a transferiert werden (Intecus, 2008; Marktrecherchen bifa Umweltinstitut).

Für den Betrieb einer MBA mit weitestgehend automatisierter Sortierung in der Größenordnung von 30.000 bis 100.000 t/a werden ca. zehn bis 18 Personen benötigt. Falls die Sortierung weniger automatisiert ist, müssen je nach Anforderung an die Wertstoffausschleusung mehr manuelle Sortierplätze eingerichtet und besetzt werden (siehe Abbildung 34).

Tabelle 25: Kenndaten für die Errichtung und den Betrieb einer MBA (deutscher Standard; Quelle: Intecus, 2008; Marktrecherchen bifa Umweltinstitut)

Position (Kosten werden über Nutzungsdauer von 20 Jahren ohne Verzinsung angegeben!)	Angaben (orientierend)
Investitionskosten	
mechanische Aufbereitung	3 bis 7 €/t
biologische Stufe	8 bis 14 €/t
Investitionskosten gesamt (ohne RTO)	11 bis 21 €/t
Aufwendungen für den Betrieb	
Energieverbrauch ohne RTO (50 % davon verfallen auf mechanische Aufbereitung)	20 bis 60 kWh/t
Personalbedarf (30.000 t/a bis 100.000 t/a Anlagenkapazität)	10 bis 18 Personen
Reststoffverwertung auf Deponie	s. Abschnitt. 1.4 und 1.8 des Anhangs II

Ohne Berücksichtigung der investorspezifischen Kapitalkosten betragen die fixen Kosten je Tonne behandelten Abfalls über einen Zeitraum von 20 Jahren somit 11 bis 21 €.

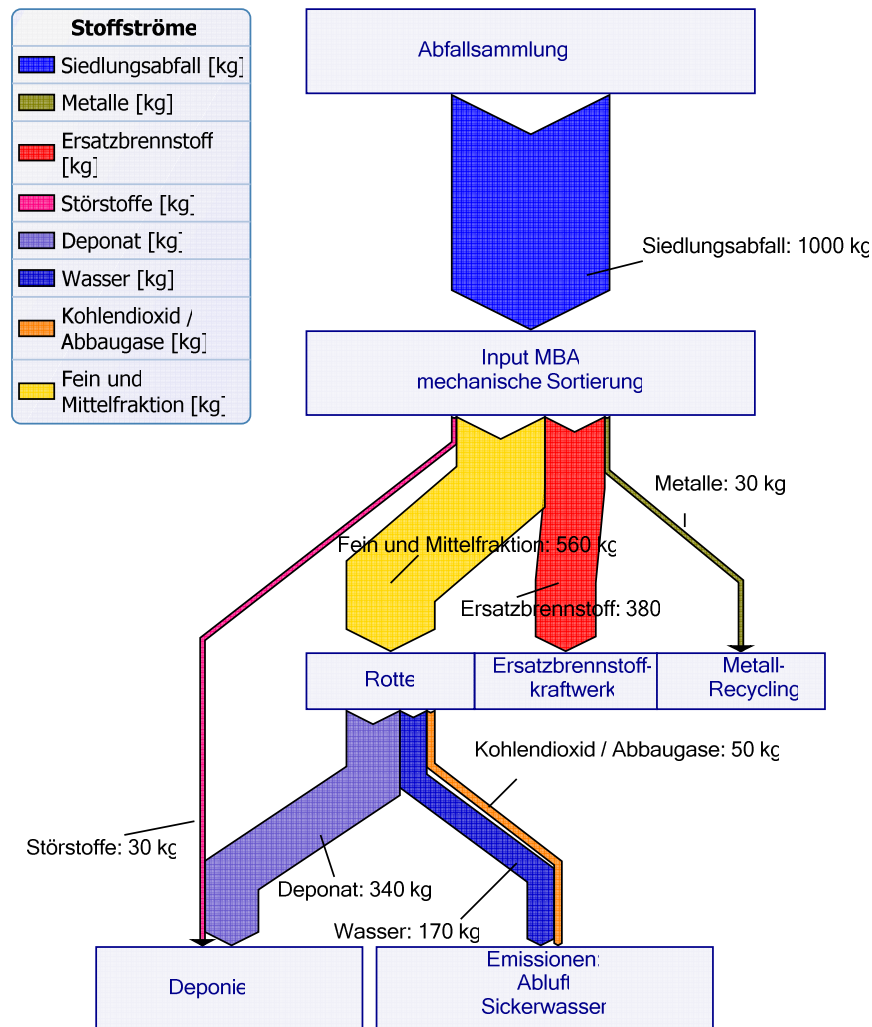


Abbildung 33: Möglicher Stoffstrom mit MBA als zentrales Behandlungselement (vereinfacht)

Einfachere MBA-Verfahren eignen sich aufgrund ihres relativ geringen technischen Aufwands auch für Schwellen- und Entwicklungsländer. In Brasilien wurden in Novo Hamburgo bereits detaillierte Kosten für einfache MBA-Konzepte ermittelt (Santen et al., 2007). Hierbei wurde eine mechanische Sortierung für 50.000 t/a mit nachgeschalteter biologischer Stufe mit 34.000 t/a Behandlungskapazität mit folgenden Elementen kalkuliert:

- Überdachter und befestigter Flachbunker
- Radlader oder Kran
- Ggf. Zerkleinerungsaggregat
- Siebanlage mit einer Durchsatzleistung von ca. 30 t/h
- Förderband von der Siebanlage zu den Fließbändern der Sortierung; ggf. mit Bypassmöglichkeit (falls Siebanlage außer Betrieb)

- Biologische Stufe (Berechnet wurden: Dreiecksmieten mit mobilem Umsetzer; statische Mieten mit semipermeabler Folienabdeckung; statische Mieten mit semipermeabler Folienabdeckung in Boxenausführung; Kaminzugverfahren.)

Dabei ergaben sich Investitions- und Betriebskosten über eine Laufzeit von 20 Jahren von rd. 16,62 € (Dreiecksmieten) bis 28,01 €/t behandelten Abfalls (statische Mieten mit semipermeabler Folienabdeckung in Boxenausführung).



Abbildung 34: Manuelle Aussortierung von Kunststoffen nach einer mechanischen Vorsortierung (deutsche Anlage)

1.5.2 Beschreibung der mechanischen Aufbereitung

Derzeit gibt es eine Reihe unterschiedlicher Verfahren zur mechanischen Behandlung von Abfällen. Im Folgenden werden das allgemeine Prinzip und gängige mechanische Behandlungsschritte vorgestellt. Ein mögliches Behandlungsschema ist in Abbildung 35 dargestellt.

In der Regel werden nach der Anlieferung auf einer dafür geeigneten Fläche bzw. in einem Müllbunker die Abfälle z. B. mittels Magnetabscheider (Bandmagnet) von eisenhaltigen Wertstoffen befreit. Es findet eine **Vorsortierung** und im Anschluss daran eine **manuelle Aussortierung** von Störstoffen statt.

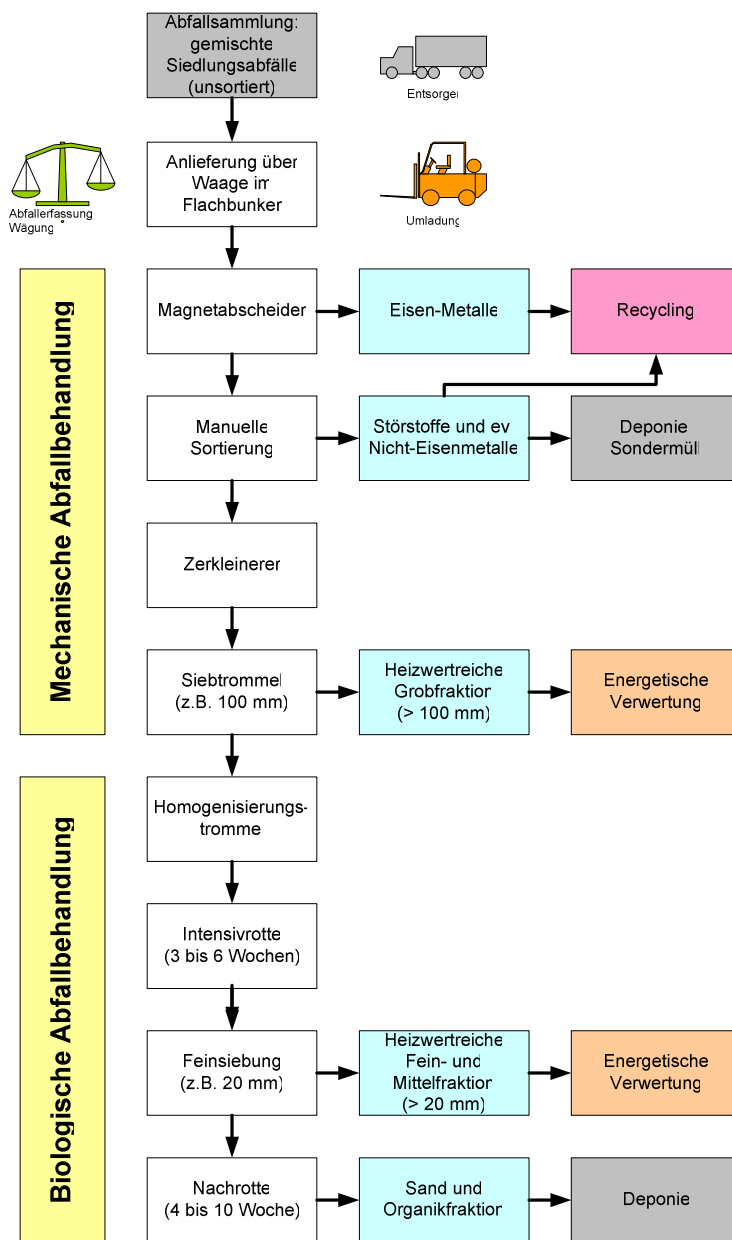


Abbildung 35: Beispielhaftes Behandlungsschema einer MBA (MBA-Konzept)

Durch die Vorsortierung werden auch Störstoffe entfernt, die eine Zerkleinerung behindern könnten (siehe Abbildung 36). Die Zerkleinerung ist einer der wichtigsten Schritte der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. Hierdurch werden die Oberflächen des Abfalls vergrößert, sodass in der später stattfindenden biologischen Behandlung Mikroorganismen bessere Wachstumsbedingungen vorfinden können und sich der biologische Abbauprozess maßgeblich verkürzt. Abfallsammelbehälter wie Mülltüten werden dabei ebenfalls zerstört und so weiteren Prozessen zugänglich gemacht.



Abbildung 36: Zerkleinerer (Shredder) für sperrige Abfälle

Auch lässt sich zerkleinerter Abfall besser homogenisieren. Dies geschieht bei der aeroben Abfallbehandlung z. B. in einer sogenannten **Homogenisierungstrommel**, in der neben der Durchmischung auch der Wassergehalt eingestellt wird (siehe Abbildung 37).



Abbildung 37: Mechanische Aufbereitung: Homogenisierungstrommel (li) und Sortierkabine (re)

Alternativ kann das Abfallmaterial vor der biologischen Behandlung in **Siebtrommeln** mit einer Maschenweite mehr als 10 und weniger als 100 mm gesiebt werden. Dabei verbleiben Fraktionen mit geringerem Organikanteil hauptsächlich im Siebüberstand des 100-mm-Siebs (z. B. Sperrholzreste, synthetische Materialien, Folien) und im Siebdurchgang des 10-mm-Siebs (z. B. Sand, Straßenkehricht).

Der Siebüberstand (> 100 mm) ist meist eine heizwertreiche Fraktion, die entweder direkt oder nach weiterer Aussortierung der Leichtfraktionen eventuell mittels **Windsichter** und/oder Trocknung z. B. als **Ersatzbrennstoff** in einem Kraft- oder Zementwerk verbrannt werden kann. Die Heizwerte, die dabei

erreicht werden, hängen vom Wassergehalt der Fraktionen und von der Abfallzusammensetzung ab und können zwischen 4.000 (nasse Biomassefraktionen) und 20.000 kJ/kg (Kunststofffraktionen) liegen.

Verschiedene Verfahrenskonzepte sehen erst nach einer biologischen Behandlung Siebschritte vor, da die Abfälle dann bessere Siebeigenschaften besitzen. Auch werden z. B. im Vorfeld der biologischen Behandlung größere Siebweiten von bis zu 140 mm eingesetzt, da je nach Abfall kleinere Siebweiten mehr Wartungs- und Reinigungsaufwand der Siebtrommeln erfordern. Eine Siebung nach der biologischen Behandlung hat den Vorteil, dass durch den verringerten organischen Anteil die Gefahr von Anhaftungen und Zusetzungen der Siebe minimiert wird.

Für den Bau der mechanischen Komponenten ergeben sich für eine MBA die in Tabelle 26 angegebenen reinen Investitionskosten.

Tabelle 26: Investitionskosten für den Bau der mechanischen Aufbereitung einer MBA (ohne Betriebs- und Wartungskosten; Vermeidungspotenziale und CO₂e Vermeidungskosten siehe Abschnitt 4.1.5f und Tabelle 25)

Mechanische Aufbereitung einer MBA	Investitionskosten in € pro Tonne Jahres-Anlagenkapazität (orientierend)
Bauteile	40
Maschinen	20 bis 80
Sonstige Ausrüstung	5 bis 10
gesamt	65 bis 130

Ohne Berücksichtigung der investorspezifischen Kapitalkosten betragen somit die fixen Kosten je Tonne behandelten Abfalls für die mechanische Aufbereitung über einen Zeitraum von 20 Jahren drei bis sieben Euro.

1.5.3 Beschreibung einer aeroben biologischen Stufe

Die aerobe Behandlung von Abfällen ist bereits seit vielen Jahren Standard für sortenreine Biomasseabfälle und dient in diesem Zusammenhang der Herstellung hochwertigen Düngers (Bioabfall- und Grün-gutkompost). Dabei wird der Bioabfall unter kontrollierten Bedingungen oft unter Luftzufuhr und Wasserzugabe verrottet. Dieser Prozess wird **Kompostierung** oder auch **Rotte** genannt. Dieses Prinzip wird im Grundsatz ausgeweitet bzw. übertragen auf die **Kompostierung** gemischter Siedlungsabfälle mit einem hohen Anteil an biologisch abbaubaren Bestandteilen wie z. B. Pflanzenresten, Speiseresten, organischen Stoffen (Restabfällen).

Während der Rotte durchschreitet das Rottegut, also der Bio- oder Restabfall, in der aeroben biologischen Behandlung zwei Phasen:

- Intensivrotte
- Nachrotte

In der **Intensivrotte** werden die leicht abbaubaren Stoffe wie Zucker, Eiweiße und Fette innerhalb weniger Tage von Mikroorganismen in CO₂ und Wasser umgesetzt. Während dieser Phase findet auch eine Hygienisierung des Abfalls durch die damit einhergehende Temperaturentwicklung statt, bei der bis zu 70 °C und mehr erreicht werden können. Potenzielle Krankheitserreger, aber auch Unkrautsamen werden dabei abgetötet. Die Intensivrotte ist geruchs- und staubintensiv und sollte daher in eingehausten

Hallen stattfinden. Durch die hohen Temperaturen werden vor allem organische Säuren und Ammoniak freigesetzt. Die Intensivrotte sollte unter kontrollierten Bedingungen stattfinden.

Um den Rotteprozess aufrechtzuerhalten, müssen der Wassergehalt kontrolliert, ggf. Wasser zugeführt und das Rottegut belüftet werden. Hierfür gibt es verschiedene verfahrenstechnische Lösungen:

- Statische Verfahren: Aufschichten zu einer Miete und aktives Belüften durch Lanzen oder Gitterböden
- Quasidynamische Verfahren: Umsetzung des Rottematerials nach bestimmten Zeitabständen (Wandermiete)
- Dynamische Verfahren: Intensivrotte erfolgt z. B. in Rottetrommeln, in denen der Abfall ständig bewegt und belüftet wird (wird in Deutschland kaum noch angewendet).

Der Nachteil statischer Verfahren ist, dass hier oft Randeffekte zum Tragen kommen. Das heißt, an den Randzonen des Rottehaufwerks/der aufgeschichteten Mieten werden die zur Hygienisierung und zum Abbau der biologisch leicht verfügbaren Substanzen notwendigen Temperaturen schlecht erreicht. Deshalb ist ein Umschichten der Mieten notwendig.

Zudem wird zwischen **offenen und geschlossenen Systemen** unterschieden:

1. Geschlossene Systeme (Hightech):
 - a. Rottemieten in geschlossener Halle (Hallenkompostierung)
 - b. Tunnelrotte oder Garagenverfahren (für Durchsätze ab 3.000 t/a)
 - c. Rotteboxen (Container)
 - d. Rottetrommeln (relativ kurze Intensivrottendauer von einer Woche möglich)
2. Offenes System (Mietenkompostierung, z. B. mithilfe des Kaminzugverfahrens; Lowtech)

Wegen seiner Einfachheit wird an dieser Stelle das **Kaminzugverfahren** kurz erläutert:

Anstelle von festen Bauten und Maschinen findet die Rotte in Zeilen- oder Tafelmieten unter einer Abdeckung (z. B. einer Plane) statt. Diese Abdeckung besitzt im Abstand von wenigen Metern (2–4 m) seitliche, am Boden entlang eingelassene perforierte Belüftungsrohre, die über einen Spaltenboden oder Holzpaletten die Zuluft in den Rottekörper abgeben. In der Mitte der Mieten befindet sich ein nach oben hin steigendes perforiertes Rohr (Kamin). Die Luft wird von der Seite durch den entstehenden Kaminzugeffekt, der durch die biologische Aktivität der Rotte entsteht, angesaugt. Nach dem Durchströmen des Rottehaufwerks gelangt die Luft in den Kamin. Somit kann ohne weiteren technischen Aufwand und ohne weitere Energie eine relativ gute und vor allem preiswerte Belüftung der Mieten vorgenommen werden. Dieses Verfahren zeichnet sich besonders durch eine gute Anwendbarkeit in Entwicklungs- und Schwellenländern aus (Münnich et al., 2003; Seemann und Ravindra, 2008; Santen et al., 2007). Es bewirkt eine Reduzierung des THG-Potenzials um bereits 90 %.

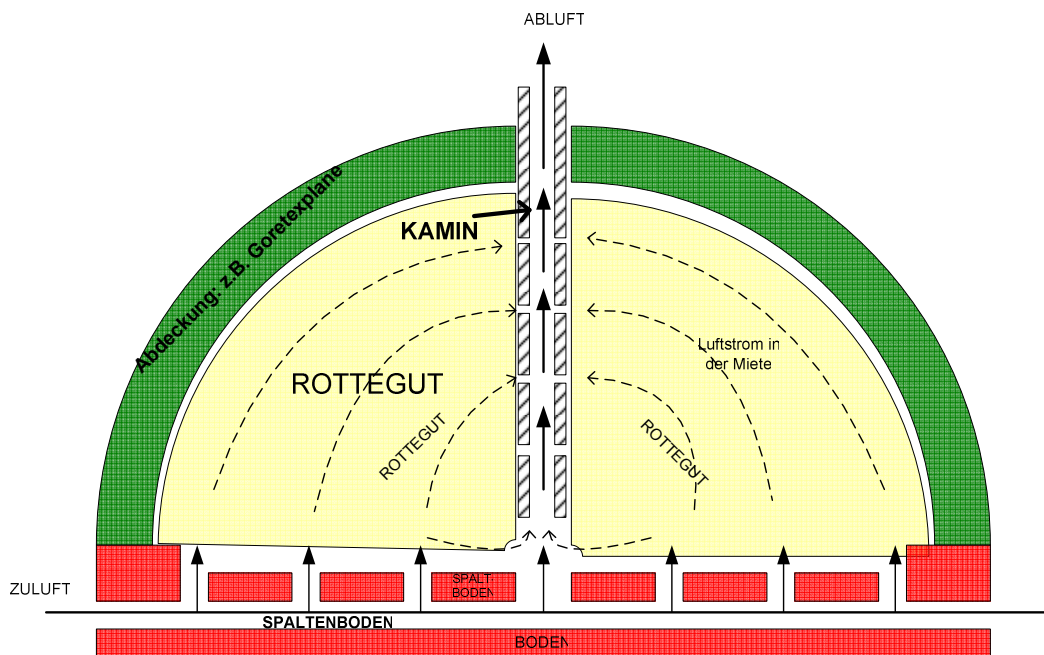


Abbildung 38: Kaminzugverfahren (Prinzip)

Nach ca. zwei bis sechs Wochen (verfahrensabhängig) beginnt die **Nachrottephase**. Der biologische Abbauprozess ist in dieser Phase gegenüber der Intensivrotte verlangsamt. Hier findet eine bedingte Umsetzung der biologisch schwerer abbaubaren Bestandteile statt (z. B. Gerbstoffe, Lignin). Die Dauer der Nachrotte beträgt mindestens sechs Wochen, um einen genügend hohen Stabilisierungsgrad zu erreichen.

Für den Betrieb einer Kompostierungsanlage für Bioabfall oder einer MBA ist zum Aufschichten der Mieten bzw. zum Beladen der Einbringungsvorrichtung/Aufgabesysteme bei geschlossenen Verfahren ein Radlager oder Bagger notwendig. Das Umsetzen offener Mieten kann mithilfe spezieller Umsetzungsgeräte, aber auch mit Baggern oder Radladern durchgeführt werden.

Je nach Klima muss dem Rotteprozess – vor allem in der Intensivrottephase – Wasser zugegeben werden. In Ländern mit hohen Niederschlagsmengen und hohen Temperaturen ist zur Erzielung eines optimalen Rotteerfolgs ein eingehautes oder zumindest überdachtes Verfahren zu bevorzugen (siehe Tabelle 27).

Tabelle 27: Vor- und Nachteile des offenen und des geschlossenen Kompostiersystems einschließlich relevanter Kenngrößen

Verfahren (Bsp.)	Vorteile	Nachteile	Kenngrößen
Offenes System, 12 Wochen Rotte-dauer	<ul style="list-style-type: none"> Weniger kostenintensiv durch geringere Investitions- und Betriebskosten 	<ul style="list-style-type: none"> Rotteprozess, -erfolg schlecht steuerbar Geruchsintensiv Großer Platzbedarf aufgrund langer Rottezeiten Großer Einfluss des Klimas (Temperatur und Niederschlag) auf den Rotteprozess Für kalte Klimate nur bedingt geeignet 	<ul style="list-style-type: none"> Platzbedarf ca. 0,8 bis 1,6 m² pro Jahrestonne Personalbedarf ca. 10 Personen bei 10.000 Tonnen Jahreskapazität.
Geschlossenes System, 2 Wochen intensiv und 6 Wochen Nachrotte	<ul style="list-style-type: none"> Gute Prozesssteuerung möglich Emissionen der Abluft können gefasst und gezielt behandelt werden (siehe Abschnitt RTO). 	<ul style="list-style-type: none"> Kostenintensives Verfahren aufgrund höherer Investitionskosten und Betriebsmittelverbräuche für die Anlagentechnik (z. B. Hallenbelüftung) 	<ul style="list-style-type: none"> Platzbedarf ca. 0,2 bis 0,3 m² pro Jahrestonne Personalbedarf ca. 10 Personen bei 10.000 Tonnen Jahreskapazität.

Insgesamt ergeben sich für eine Kompostierungsanlage mit einer Jahreskapazität von 14.000 t/a die in Tabelle 28 aufgeführten **Investitionskosten**.

Tabelle 28: Investitionskosten für Kompostierungsanlage mit ca. 14.000 Tonnen Jahreskapazität (deutscher Standard, Quelle: Intecus, 2008)

Verfahren Kompostierung	Spezifische Investitionskosten in € pro Tonne Jahres-Anlagenkapazität
Bauteile	70 bis 100
Maschinen	110 bis 140
gesamt	180 bis 240

Ohne Berücksichtigung der investorspezifischen Kapitalkosten betragen somit die fixen Kosten je Tonne behandelten Abfalls über einen **Zeitraum von 20 Jahren neun bis zwölf Euro**.

Ist eine weiterführende Abluftbehandlung ähnlich dem deutschen Standard gefordert, so sind weitere Kosten beispielsweise für den Bau einer RTO zu berücksichtigen (vgl. Abschnitt 1.5.7).

Prinzipiell unterscheiden sich die aerobe Behandlung von Bio- und diejenige von Restabfällen nur in wenigen Punkten (vgl. Tabelle 29).

Tabelle 29: Gegenüberstellung von getrennter Bioabfallkompostierung und Restabfallkompostierung

Betrachtung	Bioabfallkompostierung	Restabfallkompostierung
Abbauintensität	Hoch, evtl. Zugabe von Strukturmaterial (Grünschnitt) notwendig für die Erzeugung von Belüftungskanäle im Haufwerk.	Weniger hoch, da geringere spezifische Organikfracht; Zugabe von Strukturmaterial i. d. R. nicht notwendig
Abluftbehandlung	Saurer Wäscher und Biofilter	Saurer Wäscher, Biofilter notwendig, zusätzlich ev. RTO (siehe Abschnitt 1.5.7), falls deutsche Abgasstandards einzuhalten sind.
Funktion der Nachrotte	Kompostherstellung: Organik wird durch den Nachrotteprozess besser verfügbar für Pflanzen	Bildung von stabilen Ton-Humuskomplexen, in denen Schadstoffe im Fall der Deponierung gebunden bleiben. In der Regel benötigt die Nachrotte von Restabfall länger als die von Bioabfall zur Kompostherstellung.

1.5.4 Beschreibung einer anaeroben biologischen Stufe

Zur Behandlung von organikhaltigen Abfällen (Bioabfällen oder allg. Siedlungs- bzw. Restabfällen) bieten sich neben den aeroben auch anaerobe Verfahren an. In anaeroben Vergärungsverfahren (Biogasanlagen, Fermenter) werden die organischen Bestandteile unter Ausschluss von Sauerstoff abgebaut. Der Abbau findet dabei in vier Schritten statt:

Tabelle 30: Vereinfachte Darstellung einer anaeroben Abbaukette zur Biogasbildung und Bakterieneigenschaften

Ausgangsprodukt	1. Stufe	2. Stufe	3. Stufe	4. Stufe
organische Substanz	Aufspaltung der Makromoleküle	Vergärung der Spaltprodukte	Bildung von methanogenen Substraten	Biogasbildung
Kohlenhydrate, Fette, Proteine	Zucker, Fettsäuren, Aminosäuren, Basen	Carbonsäuren, Gase, Alkohole	Essigsäure, Wasserstoff, Kohlendioxid	Methan, Kohlendioxid
	hydrolytische Bakterien	fermentative Bakterien	acetogene Bakterien	methanogene Bakterien

Als Produkte des anaeroben Abbauprozesses entstehen **Biogas** und ein **Gärprodukt**. Das Gärprodukt wird i. d. R. in einem nachgeschalteten Rotteprozess stabilisiert, indem als Strukturbildner das Überkorn aus der vorherigen Siebung hinzugegeben wird. So kann eine hinreichende Rotteaktivität im Anschluss an eine Vergärung sichergestellt werden. In Abbildung 39 ist ein möglicher Verfahrensablauf dargestellt.

Insgesamt gliedert sich der Verfahrensablauf bei der Biogasgewinnung in folgende Elemente:

1. Anlieferung und (Zwischen-)Lagerung der Abfälle (Input)
2. Weiter gehende Aufbereitung und Vorbehandlung (siehe auch Abschnitt 1.5.2)
 - a. Weitere Ausschleusung von Störstoffen
 - b. Weiterführende Zerkleinerung zur Herstellung pumpfähiger Substrate (nicht notwendig bei diskontinuierlichen Verfahren wie Boxen- oder Garagenverfahren)
 - c. Evtl. Anmischen mit Wasser bei Nassvergärung (nicht notwendig bei diskontinuierlichen Verfahren wie Boxen- oder Garagenverfahren)
3. Beschickung der Anlage: Dosierung und Förderung des Substrats (z. B. Mischgrube, Vorgrube)

4. Biogasgewinnung im Fermenter (evtl. noch Vorbehandlung durch Hydrolyseschritt)
5. Biogasverwertung
 - a. Gasreinigung: Trocknung und Entschwefelung
 - b. Anschließend Energieerzeugung im BHKW
6. Gärresteaufbereitung und Nachrotte
 - a. Fest-Flüssig-Trennung z. B. mit Presse
 - i. Flüssigdünger (nur bei getrennter Aufbereitung von Bioabfällen)
 - ii. Nachrotte → Kompost (nur bei getrennter Aufbereitung von Bioabfällen)
 - b. Direkte Ausbringung (THG-Emissionen in Form von Restmethan und Ammoniak möglich)

Das Bioabfall-Gärprodukt kann zu Kompostdünger weiterverarbeitet werden (siehe Abschnitt „Aerobe Behandlung“). Für Restabfall-Gärprodukte ist je nach Heizwert nach der Entwässerung eine Verbrennung oder Deponierung vorzusehen.

Das Biogas wird i. d. R. in einem Blockheizkraftwerk (BHKW) verstromt. Die dabei ebenfalls entstehende Wärme wird zur Beheizung des Fermenters genutzt. Die Anlage kann so weitgehend autark bewirtschaftet werden. Der Methangehalt von Biogas aus Abfällen liegt bei etwa 55 Vol.-%. Der Rest besteht aus Kohlendioxid und Spuren von Schwefelwasserstoff, Wasserstoff und Stickstoff. Der Gehalt an dem Schadgas Schwefelwasserstoff muss vor der Verbrennung im BHKW aus Korrosionsgründen reduziert werden.

Moderne Anlagen mit entsprechender Isolierung der Fermenterhülle benötigen zwischen 10 und 30 % der aus dem Biogas gewonnenen Energie selbst. Der Rest kann anderen Anwendungen zur Verfügung gestellt werden.

Grundsätzlich erfährt der Bio- oder Restabfall einen Abbau an Organik, der zur Energiegewinnung genutzt wird. Als Orientierungswert kann angenommen werden, dass aus ca. einer Tonne Abfall mit rd. 50 % Organikanteil bis zu 150 m³ Biogas mit einem Methangehalt von rd. 55 % entstehen. Das heißt, aus einer Tonne Abfall kann ein Energiegehalt von bis zu 1.100 kW erzeugt werden. Die erzeugte Qualität und Menge pro Tonne Abfall hängt von dessen Zusammensetzung ab (Beispiele):

- Fette: ca. 900 m³/t
- Speisereste: ca. 265 m³/t
- Hausmüll (50 % Organik): 70 bis 150 m³/t

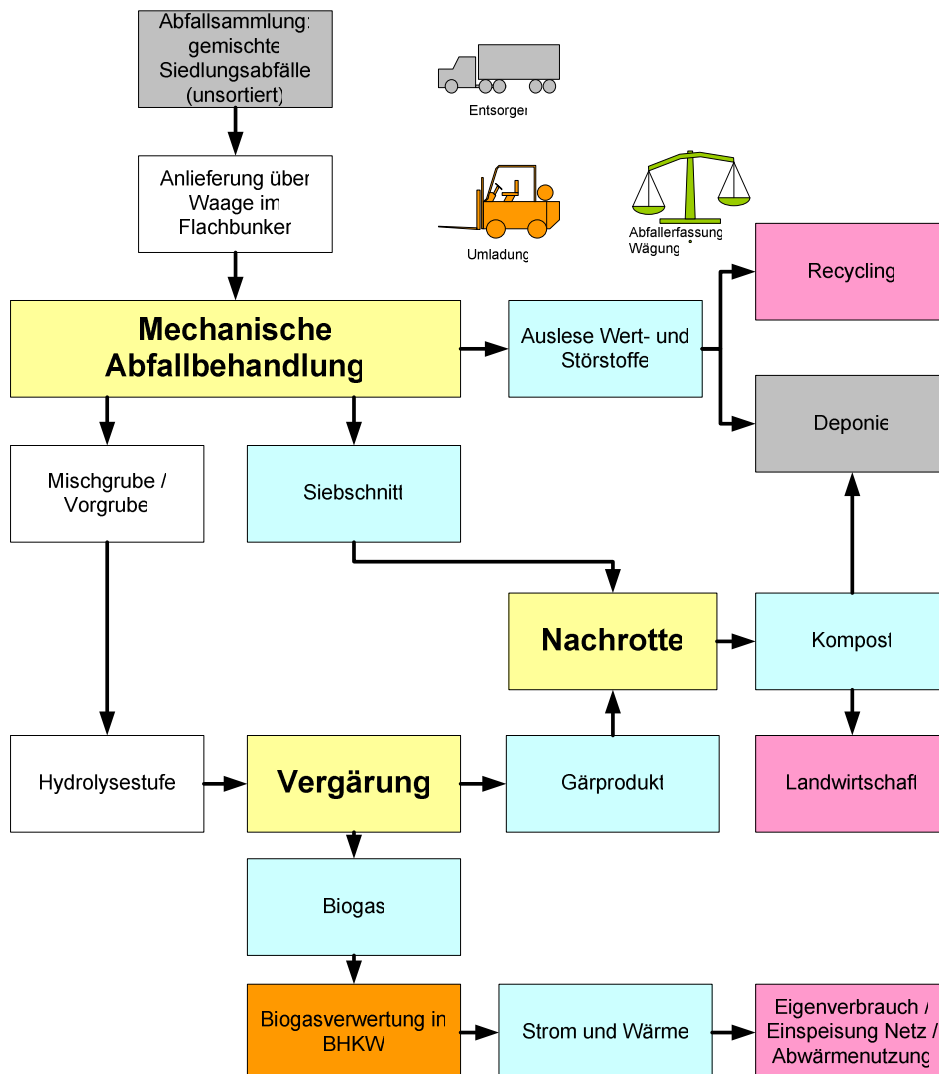


Abbildung 39: Mögliches Verfahrensschema der MBA mit Nassvergärung und Nachrotte

Nähere Informationen können z. B. beim deutschen Fachverband Biogas e. V. abgefragt werden oder in der Handreichung zur Biogasgewinnung von der Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (2006):

- Handreichung – Biogasgewinnung und -nutzung (FNR, 2006); <http://www.fnr.de>

Zudem haben weitere Randbedingungen großen Einfluss auf den Biogasertrag. Hierzu zählen neben der Anlagenbetriebsweise die Verweildauer und die Temperatur, bei welcher der Abbauprozess abläuft.

Günstige Temperaturen liegen bei 35 °C (mesophil) und 55 °C (thermophil). Mesophil betriebene Anlagen weisen eine bessere Prozessstabilität auf, während mit thermophil betriebenen Anlagen höhere Abbauraten und damit kürzere Verweildauern erreicht werden können. Zudem erfahren die Abfälle eine Hygienisierung.

Des Weiteren unterscheidet man zwischen den folgenden Verfahren:

1. **Nassvergärung:** Wassergehalt > 85 % der Feuchtsubstanz

2. Trockenvergärung: Wassergehalt zwischen 60 und 85 % der Feuchtsubstanz (Substrate/Abfälle sind meist stapelbar)

Nassverfahren werden meist in einem kontinuierlichen Prozess gefahren. Sie benötigen gegenüber den Trockenverfahren mehr Prozesswasser. Der Prozess der Methanbildung wird nur einmal initiiert und für die weitere Betriebszeit aufrechterhalten (Anfahren des Fermenters). Dies gilt auch für Trockenfermenter, die im sogenannten **Pfropfenstromprinzip** arbeiten. Hier laufen die Prozesse der vier biologischen Abbaustufen zeitgleich, aber räumlich/baulich getrennt ab¹⁷, während sie in einem Nassfermenter parallel ablaufen. Beide Verfahrenstypen gehören zu den Durchflussverfahren. Wird also in den Fermenter an einer Stelle 1 m³ Abfall oder Bioabfall hinzugegeben, wird an anderer Stelle 1 m³ aus dem System ausgetragen.

Eine weitere Form der Trockenfermentation ist das sogenannte **Perkolationsverfahren**, das in Boxenfermentern (auch Garagenfermentern) durchgeführt wird. Dieses Verfahren eignet sich gut für heterogene und inhomogene Substrate, wie sie gemischte Siedlungsabfälle darstellen, und weist eine relativ einfache technische Ausgestaltung auf. Für dieses System sind keine Ein- oder Austragsysteme notwendig, die daher auch nicht verschleifen können. Das Verfahren ist deshalb im Vergleich zu anderen Bauweisen störungsunanfällig. Ein Nachteil ist jedoch, dass bei jeder Neubefüllung eines Garagenelements der anaerobe Abbauprozess neu gestartet werden muss. Dies geschieht in der Regel durch Berieselung mit sogenannter Perkolationsflüssigkeit und/oder der Zugabe bereits ausgefaulten Abfalls. Das Mischungsverhältnis beträgt in diesem Fall ca. 2/3 Austragsmaterial und 1/3 frischer Abfall. Die Beladung der befahrbaren Garagenboxen wird mit einem Radlader durchgeführt. Die Verweildauer beträgt zwischen vier und acht Wochen, je nach Abbaugrad, der erreicht werden soll (Weiland, 2006). Um Treibhausgasemissionen beim Austragen der fertigen Gärprodukte aus dem Fermenter zu vermeiden, wird das Gärprodukt vor dem Öffnen der hydraulisch verschlossenen Garagen belüftet. Die Abluft wird dabei meist über das BHKW oder Schwachgasfackeln geführt. Andere Techniken sehen auch den Einsatz von Aktivkohlefiltern vor, um Restmethanemissionen zu vermeiden.

Die Fermenter bestehen aus gasdichten „Garagenelementen“, deren Anzahl beliebig erweitert werden kann. Für die Vergärung von etwa 18.000 Tonnen Restabfall pro Jahr sind ca. zwölf Garagenmodule mit einem Platzbedarf von insgesamt 2.500 m² nötig; hinzu kommt der Platz für Rangier- und Wendemöglichkeiten auf dem Weg vom und zum Abfalllager (ebenfalls ca. 2.500 m²). Zur Erhöhung der Anlagenkapazität kann der Abfall mittels Gitterboxen in die Boxen eingebracht werden. So lässt sich die Stapelhöhe erhöhen.

Anlage Tabelle 31 stellt die **Investitionskosten** der oben beschriebenen Anlage den Kosten einer Nassvergärungsanlage (Pfropfenstromanlage) gleicher Verarbeitungskapazität gegenüber.

¹⁷ Das Inputmaterial durchläuft hintereinander die vier Stufen der Vergärung.

Tabelle 31: Orientierende Investitionskosten des Nass- und des Trockenfermentationsverfahrens bei einer Verarbeitungskapazität von ca. 18.000 Tonnen Abfall pro Jahr (Anlage deutscher Standard)

Betrachtung	Nassverfahren: Spezifische Investitionskosten in € pro Tonne Jahres-Anlagenkapazität	diskontinuierliches Verfahren am Beispiel: Boxenverfahren: Spezifische Investitionskosten in € pro Tonne Jahres-Anlagenkapazität
Bau	50 bis 60 (abhängig von Lohn- und Lohnnebenkosten)	ca. 100 bis 180 (abhängig von Lohn- und Lohnnebenkosten)
Maschinen	130 bis 180	35 bis 45
Blockheizkraftwerk zur Strom- und Prozesswärmegewinnung (ca. 800 kWel.)	25 bis 35	25 bis 35
Investitionskosten gesamt	180 bis 275	160 bis 260

Ohne Berücksichtigung der investorspezifischen Kapitalkosten betragen somit die fixen Kosten je Tonne behandelten Abfalls über einen Zeitraum von 20 Jahren acht bis 13 Euro im diskontinuierlichen Verfahren und neun bis 14 Euro im Nassverfahren.

Für das Betreiben von Vergärungsanlagen ist in der Regel nur wenig Personal nötig. Die Mitarbeiter müssen fachkundig sein, da der Vergärungsprozess weniger stabil verläuft als der Rotteprozess. Das Erkennen von möglichen Hemmungen bei der Substratumsetzung (Abfallabbau) und deren Ursachen sollte Bestandteil der Fachkunde des Personals sein, um die Verfügbarkeit der Anlage und vor allem die Betriebssicherheit zu gewährleisten.

Wichtige Anzeichen für das Vorliegen einer Störung im biologischen Prozess sind u. a.:

- Rückgang des Biogasertrags trotz Zufuhr gleicher Substrat-/Abfallmengen, die eingebracht wurden (Überfütterung, Unterfütterung oder falsche Fütterung)
- pH-Wert sinkt unter 6,8 (Versauerung evtl. aufgrund von zu schnellem Substratabbau oder Hemmung nachfolgender Abbauewege durch Limitierung von Nährstoffen oder Spurenelementen)
- pH-Wert steigt über 7,2 (evtl. zu hohe Stickstoffgehalte aufgrund von Zufuhr großer Mengen Proteine, die zur Hemmung durch zu hohe Ammoniakkonzentrationen führen können)

Besonders kritisch für anaerobe biologische Abbauprozesse sind die Zugabe von

- antibiotika- und desinfektionsmittelhaltigen Abfällen z. B. aus Krankenhäusern und Arztpraxen,
- herbizidhaltigen Abfällen und
- mykotoxinhaltigen Abfällen (stark verschimmelte Abfälle, vor allem Speisabfälle).

1.5.5 Vergleich anaerober und aerober Verfahren – Überblick

In Tabelle 32 sind die wesentlichen Unterschiede der biologischen Behandlungsverfahren aufgeführt. Zudem wurde nochmals ein Kostenvergleich vorgenommen. Dieser Vergleich zeigt, dass die Investitionsaufwendungen ohne weiter gehende mechanische Aufbereitungskomponenten in ähnlicher Größenordnung liegen. Der Personalbedarf ist jedoch bei einer aeroben biologischen Behandlung größer. Im Gegensatz hierzu muss für die Durchführung und Überwachung von Biogasanlagen geschultes Personal eingesetzt werden, da auch die Gefahren, die von Biogasanlagen ausgehen, höher sind (Umgang

mit explosiven Gasen). Zudem ist die eingesetzte Technik vielfältiger und der biologische Prozess verläuft instabiler bzw. innerhalb engerer Grenzen als bei aeroben Rotteverfahren.

Biogasanlagen besitzen die Möglichkeit der autarken Prozessführung durch eigene Energiegewinnung. Eingebunden in ein Stromversorgungsnetz kann durch den Überschuss an erzeugter Energie eine Substitution fossiler Energieträger erfolgen oder der Energiebedarf einer mechanischen Aufbereitung kann zum Teil abgedeckt werden. Auf der anderen Seite ist es notwendig, das Gärprodukt nachzubehandeln. Bei der Nachbehandlung können erhöhte THG-Emissionen aufgrund von Restausgasungsvorgängen des Methans oder Ammoniaks erfolgen.

Die Wahl zwischen der aeroben oder der anaeroben Behandlung sollte nicht allein durch die finanziellen Aspekte bestimmt werden, sondern insbesondere auch vom Grad der Integrationsfähigkeit in das gesamte Abfallwirtschaftskonzept des jeweiligen Ziellandes.

Tabelle 32: Gegenüberstellung des anaeroben und des aeroben biologischen Behandlungsverfahrens (Beispiel für ca. 10.000 Jahrestonnen)

Betrachtung	Anaerobes Verfahren	Aerobes Verfahren
biologischer Abbau	Mittel bis schwerer abbaubare Stoffe (Lignin, Cellulose) können nicht umgesetzt werden	Abbau von Cellulose bedingt möglich
Platzbedarf je Tonne Abfall	0,1 bis 0,3 m ² pro Jahrestonne Abfall (inklusive Nachkompostierung rd. 0,3 bis 1,0 m ²)	0,8 bis 1,6 m ² pro Jahrestonne Abfall bei einer Schüttbreite von ca. 3 m. Bei 10.000 Tonnen Jahresdurchsatz und einer Rotte-dauer von 12 Wochen werden ca. 6.000 bis 12.000 m ² für das Rottehaufwerk benötigt. Intensivrotte: 0,2 bis 0,3 m ² pro Jahrestonne
energetischer Gesichtspunkt	Verstromung des anfallenden Biogases für den Eigenbetrieb möglich. Darüber hinaus Einspeisung in öffentliche Netze (ca. 30 % der Energie im Biogas werden für den Eigenbedarf der Anlage benötigt). Faustzahl für 1 Tonne Abfall mit einem Organikgehalt von ca. 50 %: 100 m ³ Methan je Tonne Abfall => ca. 1.000 kW / Jahrestonne	Energiegewinnung nur durch Erzeugung von heizwertreichen Abfallfraktionen über den Umweg der Verbrennung möglich. Die beim Rotteprozess entstehende Wärme kann nur zur biologischen Trocknung und Hygienisierung des Rottegut genutzt werden (ca. 25 MJ/kg Organik).
Luftbelastung	Geringe Abgasmengen, zudem wird die Abluft bzgl. Schwefel gereinigt und im BHKW verbrannt; störende Belastungen finden bei offenen Anliefer- und Austragsplätzen statt	Hoher Luftbedarf, Reinigung mit saurem Wäscher und Biofilter, bei Restabfallbehandlungsanlagen evtl. ergänzt durch RTO-Anlage
Hygienisierung	Durch thermophiles Verfahren oder Nachrotte erreichbar	i. d. R. durch den Rotteprozess gewährleistet
Anlagenkonfiguration / Jahreskapazität / gängige Anlagengrößen	Modularer Ausbau möglich (5.000 t/a bis 50.000 t/a und darüber)	4.000 t/a bis 200.000 t/a
Investitionskosten biologische Stufe	160 bis 260 € / Jahrestonne Input	180 bis 230 € / Jahrestonne Input

1.5.6 Hinweis zu prinzipiellen Anforderung an Produkte aus MBA-Anlagen

1.5.6.1 Kompost für landwirtschaftliche Verwertung

Eine dauerhaft funktionierende Kreislaufwirtschaft setzt voraus, dass sich während der Kreislaufführung keine störenden Veränderungen der stofflichen Qualität der im Kreislauf befindlichen Bestandteile ergeben.

Im Fall einer landwirtschaftlichen Verwertung von Rotteprodukten aus einer Kompostierung muss deshalb sichergestellt sein, dass hinsichtlich der Qualität bestimmte Anforderungen erfüllt werden. In Deutschland sind dies die Grenzwerte der Bioabfallverordnung, die sich an das Bundes-Bodenschutzgesetz anlehnen und als Richtwerte in Tabelle 33 angegeben sind. Diese Grenzwerte sollten für die stoffliche Verwertung von Kompostprodukten herangezogen werden, sofern in einem Land keine nationalen Grenzwerte festgelegt sind.

Für landwirtschaftlich verwertbare Kompostprodukte grenzt die Bioabfallverordnung in Anhang 1 mit einer Positivliste als redundante Sicherheit die für die Kompostierung zulässigen Abfälle auf Herkunftsbereiche ein, die nur sehr geringe Schadstoffgehalte erwarten lassen.

Tabelle 33: Grenzwerte für Kompostprodukte im Fall der landwirtschaftlichen Ausbringung (Quelle: BioAbfV, 2006): Ausbringungsmenge 20 t Kompost pro Hektar Fläche innerhalb von 3 Jahren)

Parameter	Grenzwerte der Bioabfallverordnung in Deutschland (max. Grenzwerte für schwere Böden bei 20 t/(ha x 3a))
Einheit	mg/kg TS
Blei	150
Cadmium	1,5
Chrom	100
Kupfer	100
Nickel	50
Quecksilber	1,0
Zink	400

Weitere wichtige Schadstoffe sind neben den Schwermetallen halogenhaltige und aromatische organische Substanzen. Die Einhaltung der Grenzwerte beugt einer Anreicherung schädlicher, in der Natur nicht originär vorhandener Stoffe bei der Kreislaufführung von Biomasse vor. Aus diesem Grund müssen Produkte, die der landwirtschaftlichen Verwertung zugeführt werden, in regelmäßigen Abständen untersucht und bewertet werden.

Für die Analyse und Bewertung der Kompostprodukte (Düngemittelprodukte) ist eine Laborinfrastruktur notwendig. Die Untersuchungsintervalle sollten sich nach Herkunft und Art des Abfalls richten.

Weitere Informationen bzgl. Kompost sind auf der Webseite der Bundesgütegemeinschaft Kompost e. V. zu finden: <http://www.kompost.de>.

1.5.6.2 Restabfallkompost zur Deponierung

Im Fall der Ablagerung sollte die aus Restabfall durch biologische Vorbehandlung erzeugte Deponiefraktion Stabilitätskriterien einhalten. Von großer Bedeutung ist vor allem der biologische Abbaugrad. In Deutschland wurden deshalb Parameter entwickelt, die eine Aussage darüber erlauben:

- AT4: Die Atmungsaktivität des Rotteoutputs innerhalb von vier Tagen muss weniger als 5 mgO₂/gTS ausweisen.
- GB21: Das Gasbildungspotenzial des Rotteoutputs unter anaeroben Bedingungen muss innerhalb von 21 Tagen weniger als 20 ml/gTS betragen.

Nähere Angaben zur Bestimmung dieser Parameter finden sich in der für Deutschland geltenden Abfallablagerungsverordnung (AbfAbIV, Stand 2006).

1.5.6.3 Ersatzbrennstoffe

Unter „Ersatzbrennstoff“ (EBS) wird i. d. R. der aus bestimmten Abfallfraktionen gewonnene Brennstoff bezeichnet, der in Kraftwerken verbrannt und zur Energieerzeugung genutzt wird. Auf diese Weise werden fossile Energieträger substituiert.

Geeignet sind die aus Gewerbe- und Siedlungsabfällen in der mechanischen Behandlung aussortierten heizwertreichen Bestandteile, sog. hochkalorische Fraktionen. Im Vergleich zu den Regelbrennstoffen (Öl, Gas, Kohle) ist mit größeren Schwankungsbreiten hinsichtlich der stofflichen Zusammensetzung und damit der Schadstoffgehalte und des Heizwerts zu rechnen. Für die Qualitätssicherung von Ersatzbrennstoffen gibt es deshalb in Deutschland Anforderungen vonseiten der Anlagenbetreiber, die z. B. die Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe entwickelt hat (vgl. Tabelle 38 und Abschnitt 1.6.4.3). Es ist anzuraten, diese Anforderungen auf andere Länder zu übertragen, sofern es dort keine nationalen Vorgaben gibt. Auf diese Weise kann die Umweltbelastung in engen Grenzen gehalten werden.

1.5.7 Abgasbehandlung in biologischen Abfallbehandlungsanlagen

Die **Behandlung der Abluft** aus dem Rotteprozess bei geschlossenen Anlagen erfolgt in der Regel durch eine Kombination von saurem **Wäscher** und **Biofilter**. Diese Kombination bewirkt in erster Linie eine Senkung der in der Abluft enthaltenen Stäube und führt zu einer Senkung des Geruchspotenzials. Zudem werden z. T. auch gasförmige Substanzen eliminiert.

Der „saure Wäscher“ hat dabei die Aufgabe, gasförmige Komponenten, darunter vor allem das für die Funktionsfähigkeit des nachgeschalteten Biofilters schädliche Ammoniak, zu entfernen. Dabei werden durch Eindüsen von Wasser in eine Kammer im Gegen- oder Gleichstrom aus dem zu reinigenden Abgasstrom (Rohgas) Feinstpartikel erzeugt, die durch Absorption Schadgase, vor allem NH₃, aufnehmen und somit aus dem Abgasstrom entnommen werden. Außerdem erfährt das Rohgas eine Befeuchtung, die verhindert, dass der nachgeschaltete Biofilter austrocknet (siehe auch Hinweis 15).

Im Biofilter wird das Rohgas durch eine Schüttung beispielsweise von Fertigkompost, Rindenmulch oder einer Mischung aus beidem geleitet. Die sich auf dem Schüttmaterial ansiedelnden Mikroorganismen verrichten dann die eigentliche Reinigungsleistung. Die auf dem Filtermaterial sobierten Schadstoffe werden dabei von den Mikroorganismen mehr oder weniger gut abgebaut, wodurch sich der Biofilter über einen Zeitraum von ein bis drei Jahren erneuern kann. Danach muss das Filtermaterial ausgewechselt werden, da sich durch den Verrottungsprozess des Biofilters der Filter zusetzt und die Abluftgeneratoren mit zu hohen Drücken arbeiten müssten. Bis zum Erreichen der vollen Reinigungsleistung müssen frische/neue Biofilter über mehrere Wochen eingefahren werden, bis die Biologie wieder hochgewachsen und an das Rohgas adaptiert ist. Beim Betrieb von Biofiltern sind Stoßbelastungen mit Schadgasen (z. B. Ammoniak) zu vermeiden, da ansonsten die Biologie (Mikroorganismen) Schaden nehmen oder die Reinigungsleistung nicht erreicht werden kann. Ebenfalls negativ wirkt sich eine zu

starke Austrocknung auf den Wirkungsgrad des Biofilters aus. Der Biofilter sollte stets einen Feuchtegehalt von ca. 40 bis 60 % besitzen.

Hinweis 15: Anforderungen an die Abgasbehandlung bei MBA-Anlagen in Deutschland – 30. BImSchV
(Quelle: http://bundesrecht.juris.de/bimschv_30/)

In Deutschland sind die Emissionen der mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen (MBA) und der Abfallverbrennungsanlagen (MVA siehe *Hinweis 16*) ähnlich streng begrenzt. Die 30. Verordnung zur Durchführung des Bundesimmissionschutzgesetzes (30. BImSchV) stellt hierfür Anforderungen an die Errichtung und den Betrieb der Anlagen und begrenzt die luftseitigen Emissionen der MBA. Darüber hinaus gewährleisten die Ablagerungskriterien der Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung – DepV) ein umweltverträgliches und emissionsarmes Deponieverhalten der mechanisch-biologisch behandelten Abfälle und die Abtrennung heizwertreicher Abfallbestandteile für eine Nutzung als Ersatzbrennstoffe in Feuerungsanlagen. Des Weiteren fordert der Anhang 23 der Abwasserverordnung eine Behandlung anfallender Abwässer nach dem Stand der Technik. Zentrale Anforderungen der 30. BImSchV für die Errichtung und den Betrieb einer MBA sind:

- Einhaltung eines Mindestabstandes von 200 m zur nächsten Wohnbebauung
- Erfassung und Behandlung der Abgaströme aus der Abfallanlieferung sowie der mechanischen und biologischen Behandlungsschritte
- Minimierung der Abgasmengen durch Mehrfachnutzung und Kreislaufführung von Prozessluft
- Strenge Emissionsgrenzwerte für Schadstoffkonzentrationen (Staub, Gesamtkohlenstoff, N₂O, Dioxine) und Frachten (Gesamtkohlenstoff, N₂O),
- Ableitung der behandelten Abgase über einen Kamin

Die Einhaltung der Emissionsgrenzwerte – insbesondere der Frachtbegrenzung – erfordert in einer MBA eine aufwendige Abgasreinigung. Als Stand der Technik haben sich Kombinationsverfahren aus sauren Wäschern und einer Nachverbrennung durch regenerativ-thermische Oxidation durchgesetzt. Gering belastete Abgaströme werden bei manchen MBA-Konzepten mit Biofiltern gereinigt.

Der Biofilter muss so konstruiert sein, dass das Rohgas flächig verteilt das Schüttgut durchströmen kann. Eine bewährte Bauweise ist der Flächenfilter: Er ist kostengünstig, benötigt aber relativ viel Platz (z. B. ca. 80 m² für 15.000 m³/h Abluft je nach Schadstoffbelastung bei einer Schütthöhe von 1,5 m → Flächenbelastung: 150 m³ Abluft je m² Biofilterfläche). Bei Platzmangel bieten sich als Alternativen Etagen-, Turm- oder Hochfilter an.

Die emissionsrechtlichen Anforderungen der 30. BImSchV in Deutschland können mit Biofiltern und Wäschern nicht eingehalten werden. Abgaströme mit höheren Konzentrationen organischer Komponenten müssen daher mit einer Nachverbrennung i. d. R. mittels **regenerativer thermischer Oxidation** (RTO) behandelt werden. Die Zerstörung der organischen Stoffe in einer RTO erfolgt weitgehend flammenlos und nicht katalytisch. Im Reaktor oxidieren die Inhaltsstoffe des Rohgases beim Durchströmen eines heißen Reaktionsbetts (Temperatur: ca. 800 °C). Trotz der weitgehenden Wärmerückgewinnung in der RTO reicht der Kohlenstoffgehalt des MBA-Abgases in der Regel für einen autothermen Betrieb der RTO nicht aus.

Als Stützgas für die Abluftbehandlung kommen Erdgas, Propangas oder Biogas zum Einsatz.

Der Einsatz dieser Technik hat den Vorteil, dass zum einen der Staubgehalt in der Abluft und zum anderen der Anteil der organischen Kohlenstoffverbindungen auf ein Minimum gesenkt und eventuell treibhausgaswirksamere Gase, wie z. B. Methan, die u. U. in einem Rotteprozess in geringen Mengen entstehen können, eliminiert bzw. zu CO₂ oxidiert werden.

Auch bei anaeroben Behandlungsanlagen kann es beim Austragen der Gärreste aus dem Fermenter zu punktuell erhöhten Methangehalten in der Abluft kommen, die sich mit einem herkömmlichen Biofilter nicht eliminiert lassen. Auch hier sollte prinzipiell die RTO eingesetzt werden.

Tabelle 34: Technische Hinweise zu Biofiltern

Parameter	Funktion	Ergänzende Informationen
Schüttmaterial: - Rindenprodukte: Rindenmulch, Rindenhäcksel - Heidekraut, Reisig, - Kompost aus Müll, Laub, Rinde, Papier - Weitere: Lavagestein, Blähton, Polystyrol	Bietet Mikroorganismen aufwuchsfläche Struktur sorgt für gleichmäßige Flächenbelastung	Gleichmäßige Struktur sorgt für gleichmäßige Durchströmung, nicht zu heterogen, da sonst Rohgaskanäle entstehen können die nicht behandelt werden Achtung: Biofilter benötigen Einlaufzeiten Material sollte nicht zu schnell verrotten
Volumendichte des Schüttmaterials	Gleichmäßige Flächenbelastung	Bis zu 1.000 kg/m ³
Feuchte des Schüttmaterials	Vorraussetzung für regen Stoffwechsel der Mikroorganismen	40 bis 60 % Wassergehalt gemessen an der Trockensubstanz (TS)
Temperatur	Vorraussetzung für regen Stoffwechsel der Mikroorganismen	Gemäßigt: 20 bis 45 °C, wenn höher erfolgt zu schneller Abbau des Biofilters; Ab Temperaturen von mehr als 50 °C sterben relevante Mikroorganismengruppen ab
Abbaubarkeit von Schadstoffen	Ja, wenn wasserlöslich, biologisch abbaubar und nicht toxisch	Ammoniakkonzentration überwachen!

Die Investitionskosten belaufen sich in Abhängigkeit vom Kohlenstoffgehalt der Abluft auf 20 bis 100 Euro je behandelten Kubikmeter Abluft pro Stunde. Enthalten sind die Montage, ein saurer Wäscher und die dazugehörige Emissionsmesstechnik. Bei ca. 15.000 m³/h zu behandelnder Abluft aus einem Rottebereich für ca. 18.000 Tonnen Abfall (Jahreskapazität) ergäben sich je nach Gaszusammensetzung Investitionskosten von ca. 300.000 bis 1.000.000 Euro. Der Einbau einer RTO führt somit zu einer Erhöhung der Investitionskosten der Anlage von 17 bis 55 Euro pro Tonne Jahreskapazität. Die Standzeit des Wärmetauscher-/Oxidationsbetts beträgt ca. 80.000 Betriebsstunden.

1.6 Müllverbrennungsanlagen (MVA)

1.6.1 Grundlagen

Die thermische Abfallbehandlung in einer Müllverbrennungsanlage (MVA) dient neben der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA) der Vorbehandlung von Siedlungs- und Gewerbeabfällen vor einer Deponierung. Dabei werden die Abfälle verbrannt, wobei im Wesentlichen zu behandelnde Abgase und Verbrennungsrückstände wie z. B. Schlacke entstehen (Abbildung 40). Eine MVA wird in einem 24-h-Betrieb gefahren. Der kontinuierliche Betrieb führt dazu, dass für die angelieferten Abfälle ein Müllbunker vorzusehen ist.

Für die Verbrennung von Siedlungsabfällen haben sich zwei Techniken bewährt: Wirbelschichtfeuerung und Rostfeuerung. Die Grundlage beider Techniken ist die Verbrennung.

Insgesamt zeichnet sich die Verbrennung von Abfällen durch eine relativ geringe Vorbehandlung der Abfälle aus. Jedoch ist der Prozess einer kontrollierten Verbrennung mit hohem technischem Aufwand verbunden, der zum einen geschultes Personal für den Betrieb der Anlage voraussetzt und zum anderen zu hohen Investitionskosten führt (vgl. Tabelle 35).

Hinweis 16: Anforderungen an die Emissionsminderung bei Siedlungsabfallverbrennungsanlagen –MVA – 17. BImSchV (17. BImSchV erhältlich unter: http://bundesrecht.juris.de/bimschv_17/)

In Deutschland gibt es für den Betrieb von industriellen Anlagen Umweltauflagen, die den Schadstoffaustrag in die Umwelt (Emissionen) begrenzen, um Gefährdungen durch den Betrieb und Bau einer Anlage zu vermeiden. Dies gilt auch für Abfallverbrennungs- und -mitverbrennungsanlagen. Wichtigstes Regelwerk in diesem Zusammenhang ist die 17. Bundesimmissionsschutzverordnung (17. BImSchV), die die Anforderungen der Europäischen Richtlinie 2000/76 über die Verbrennung von Abfällen in nationales Recht umsetzt und gemeinsam mit dem Anhang 33 zur Abwasserverordnung in Verbindung mit den Landesabwasserordnungen die wesentlichen Emissionen aus Abfallverbrennungs- und Mitverbrennungsanlagen begrenzt. Die 17. BImSchV regelt die Errichtung, die Beschaffenheit und den Betrieb einer MVA sowie Maßnahmen, die im nicht ordnungsgemäßen Betrieb (Hinweis: Es handelt sich nicht um Störfälle; dafür gibt es eine eigene Verordnung) umgesetzt werden müssen. Auch die Beteiligung von Dritten, die durch den Betrieb einer MVA betroffen sind, ist in dieser Verordnung z. T. geregelt (vorrangig gilt hier die 9. BImSchV). Zudem sind dort Auflagen für die Überwachung und Messung relevanter Emissionen festgelegt : z. B. sind zur Überwachung der Grenzwerte kontinuierliche Messungen für relevante Schadgase wie Stickoxide oder HCl sowie Staub und Quecksilber gefordert sowie Grenzwerte und diskontinuierliche Überwachungsintervalle für relevante Schadstoffe wie Dioxine/Furane oder Schwermetalle und ihre Verbindungen und weitere organische Schadstoffe festgelegt. Zur Einhaltung der Grenzwerte sind dementsprechende Abgasreinigungssysteme einzubauen.

Auf die nähere Betrachtung von Pyrolyseanlagen wird im Folgenden verzichtet, da sich diese Verfahren für die Behandlung gemischter Siedlungsabfälle bisher nicht durchsetzen konnten. Eine kurze Beschreibung der Technik erfolgt in Abschnitt 1.6.4. Zudem wird dort auch auf die Verbrennung von Ersatzbrennstoffen und die Besonderheiten der Wirbelschichtfeuerung eingegangen. Das Wesen der Abfallverbrennung wird zunächst am Beispiel der Rostfeuerung erklärt.

Tabelle 35: Beispielhafte Kosten für Bau und Betrieb sowie technische Kenndaten einer MVA (deutscher Standard; Quelle: Intecus, 2008; eigene Marktrecherchen und Berechnungen)

Position MVA	Orientierende Angaben
Investitionskosten	
aktuelle Beispiele:	
<ul style="list-style-type: none"> MVA Breisgau [Thermische Restabfallbehandlungs- und Energieerzeugungsanlage Breisgau (TREA-Breisgau): Investitionskosten 83 Mio. €, Jahreskapazität 185.000 t Abfall, Heizwert 11.000 kJ/kg, Inbetriebnahme 2005; 4-stufige Abgasreinigungsanlage] 	23 €/t*
<ul style="list-style-type: none"> Abfallverwertungsanlage Velsen [Investitionskosten 178 Mio. €, Jahreskapazität 250.000 t, Heizwert 10.000 kJ/kg, Inbetriebnahme 1997] 	36 €/t*
<ul style="list-style-type: none"> Quelle: Euwid v. 07.01.2009, Nr. 1/2; S. 38 (Südtirol baut in Bozen neue Restmüllverwertungsanlage, geplante Kosten: 98,5 Mio. €, Heizwert nicht bekannt, Jahreskapazität: 130.000 t Abfall) 	39 €/t*
<ul style="list-style-type: none"> EBS Kraftwerk Gersthofen (voraussichtliche Investitionskosten rd. 30 Mio. €, Jahreskapazität 70.000 t, Heizwert 13.000 kJ/kg keine gemischten Siedlungsabfälle, sondern vorsortierter Abfall, geplante Inbetriebnahme 2009) 	22 €/t*
Andere Quellen geben z. T. weit höhere Kosten von bis zu 250 €/t (vgl. z. B. Intecus, 2008) an, wobei sich diese Investitionskosten vor allem auf Altanlagen beziehen.	
Betriebskosten	
Gesamtaufwendungen (Personal, Energie, Reparaturen und Wartung)	3 – 10 % der Investitionskosten
Weitere Kenndaten	
Platzbedarf bei Behandlungskapazität von 50.000 t/a bis 200.000 t/a	10.000 m ² bis 30.000 m ²
Betriebspersonal (je Verbrennungslinie und Schicht) 24 Stundenbetrieb erforderlich	Ca. 15 bis 18 Personen, davon 1 Ingenieur und 2 Vorarbeiter
Typische Kesselwirkungsgrade bei der Energieerzeugung (ausgehend vom Heizwert des Inputmaterials)	Elektrisch: bis zu 20 % (28 % bei ausschließlicher Stromgewinnung)
<i>Anmerkung: Stromerzeugung und Wärmeerzeugung verhalten sich gegenteilig: Hohe Stromausbeute führt zu geringeren thermischen Wirkungsgraden und umgekehrt!</i>	Thermisch: bis zu 60 %
Ergänzender Hinweis	
Innerhalb der EU sind die Anforderungen an eine Abgasreinigung gemäß Richtlinie 2000/76/EC einzuhalten.	

*) Angabe entspricht den fixen Kosten je Tonne behandelten Abfalls über einen Zeitraum von 20 Jahren und ohne Berücksichtigung der investorspezifischen Kapitalkosten.

Hinweis 17: Nutzung der Energie aus der Müllverbrennung – Kraft-Wärme-(Kälte)-Kopplung: KW(K)K

Die Energie aus dem in Abhängigkeit von der Abfallzusammensetzung i. d. R. exotherm ablaufenden Verbrennungsprozess – der Abfallverbrennung – kann zur Erzeugung von Dampf genutzt werden, der z. B. für industrielle Prozesse ausgekoppelt werden kann. Auch kann die in den Dampf überführte Energie mittels Gas- und/oder Dampfturbine in Strom umgewandelt werden (Abbildung 41).

Die trotz allem anfallende Abwärme aus einer MVA eignet sich zur Beheizung oder auch Kühlung von Industrie- oder Wohnanlagen mittels Fernwärme- (Kraft-Wärme-Kopplung) oder Fernkältenetzen (Kraft-Wärme-Kälte-Kopplung). Der Einsatz von Kraft-Wärme-(Kälte)-Kopplung kann in Kombination mit geeigneten Speichertechniken erfolgen, um höhere Gesamtwirkungsgrade zu erreichen.

Für die Erzeugung von Kälte stehen z. B. Absorptions- oder Adsorptionskältemaschinen, Kompressionskältemaschinen oder Dampfstrahlkältemaschinen als ausgereifte Techniken zur Verfügung. Die Kältemaschinen können dezentral beim Verbraucher oder zentral an einer MVA installiert werden. Zudem besteht auch die Möglichkeit, Wärme und Kälte mobil zu transportieren:

- Wärme: Sorptions- und Latentwärmespeicher in Container
- Kälte: Transport beispielsweise in Form von Eisschlamm in Containern¹⁸

Ein wichtiger Faktor zur Nutzung der Energie aus der Abfallverbrennung ist deshalb ein **Standort der MVA mit Nähe zu Wärme- oder Kältenutzern**. Zu beachten ist in diesem Zusammenhang ein hohes Transportaufkommen, dass nur durch gute Anbindung an Transportwege (Straße, Schiene und/oder Wasser) logistisch zu bewältigen ist.

1.6.2 Aufbau einer Müllverbrennungsanlage am Beispiel einer Rostfeuerungsanlage

Eine klassische Müllverbrennungsanlage besteht aus folgenden Komponenten:

- Fahrzeugwaage:
Sie dient der Erfassung der Abfallmengen.
- Bunker:
Der Müllbunker wird bei Müllverbrennungsanlagen zweckmäßig als **Tiefbunker** ausgeführt. Dies muss bei der **Auslegung des Müllbunkers** berücksichtigt werden. Zudem wird der Abfall im Müllbunker durchmischt bzw. nach Heizwerten der Abfälle durch geschultes Kranfahrerpersonal sortiert.
 - Abfälle mit zu hohen Heizwerten können durch zu hohe Verbrennungstemperaturen zu Schäden an Rost und Kessel führen.
 - Abfälle mit zu niederen Heizwerten können eine kostenintensive Zufeuerung beispielsweise von fossilen Energieträgern wie Heizöl notwendig machen, um den Verbrennungsprozess zu stützen (Stützfeuerung).
- Feuerraum/Beschickung:
Im Feuerraum findet die Verbrennung der Abfälle statt. Zur sicheren Schadstoffzerstörung sind Verbrennungstemperaturen von mindestens 850 °C über einen Zeitraum von zwei Sekunden

¹⁸ Hartleitner, B., Utz, A., Rommel, W. (2009): bifa Schlussbericht zum Forschungsvorhaben 3403: Steigerung der Energieeffizienz bayerischer MVA durch Fernkältenutzung – Machbarkeitsstudie über alle bayerischen MVA, Auftraggeber: Bayerisches Landesamt für Umwelt

nicht zu unterschreiten. Bei einer Rostfeuerungsanlage durchfährt der Abfall dabei folgende vier Stationen, während derer Abfall über einen Rost in den Feuerraum „rutscht“:

1. Trockung bei ca. 100 °C
 - Austreiben von Kapillar- und Oberflächenwasser aus dem Abfall
2. Entgasung ab ca. 250 °C
 - Unter Sauerstoffausschluss findet ein Austreiben von brennbaren Pyrolysegasen statt.
3. Vergasung bei 400 bis 600 °C
 - Weitere Freisetzung brennbarer Gase aus den Kohlenstoffen des Abfalls unter Sauerstoffmangel
4. Verbrennung ab 600 bis 900 °C unter Sauerstoffzufuhr
 - Oxidation/Nachverbrennung der entstandenen brennbaren Gase

Man unterscheidet bei Rostfeuerungsanlagen zwischen

- Gleichstromsystemen (für Abfälle mit hohen Heizwerten: > 9 MJ/kg bis 14 MJ/kg),
- Gegenstromsystemen (für Abfälle mit geringeren Heizwerten) und
- Mittelstromsystemen (für Abfälle mit stark variierenden Heizwerten).

Bei Heizwerten ab 14 MJ/kg kann eine kostenintensive Wasserkühlung des Rosts notwendig werden.

Der Vorschub des Abfalls in den Feuerraum wird bei geneigten Einschüben durch die Schwerkraft erwirkt oder mit sich drehenden Walzen (Walzenrost), die den Abfall vorwärtsbewegen. Der Abfall wird dabei durch die Verbrennungszone gefahren und gelangt danach in den Schlackenabzug (Entschlacker). Im Entschlacker werden die festen, heißen Verbrennungsrückstände mithilfe von Wasser gekühlt.

- Kessel:
Als Kessel wird die Einheit bezeichnet, in der die Energie des heißen Abgases über Kesselzüge zur Dampferzeugung genutzt wird.
- Energieerzeugung:
 - Der Dampf wird in Turbinen entspannt und die dabei entstehende mechanische Leistung wird in einem Generator in Strom umgewandelt.
 - Ergänzend oder alternativ findet eine Dampfauskopplung beispielsweise für industrielle Produktionsprozesse statt (siehe *Hinweis 17*).
- Abgasreinigung:
In der Abgasreinigung findet eine Aufreinigung und -konzentrierung der Verbrennungsgase statt. Die Abgasreinigung ist aus Gründen des Umwelt- und Gesundheitsschutzes ein wichtiges Element einer Müllverbrennungsanlage. Sie kann aus folgenden Bauteilen bestehen:
 - Entstaubungsanlagen: Abscheidung v. a. von schwermetallhaltigen Stäuben (Rückstände)
 - Gewebefilter (geringere Investitionskosten) oder

-
- Elektrofilter (geringe Behandlungskosten, Förderung der Dioxinbildung)
 - Wäscher: Entfernung saurer Schadgase (HCl, HF, SO₂) durch
 - dreistufigen Wäscher: Entfernung mittels Kalk (ca. 10–15 kg/t Abfall) von HCl (Nassverfahren) oder
 - dreistufigen Wäscher mit Verdampfung von Wasser mittels Sprühtrocknung im Abgas (Nassverfahren) oder
 - Sprühadsorptionsverfahren (Quasinassverfahren)
 - Entstickungseinheit: Zur Entfernung von NO_x-Komponenten stehen zwei Verfahren zur Auswahl:
 - SCR (selektive katalytische Reduktion): sehr gute Reinigungsleistung mit Möglichkeit zur direkten Dioxin- und Furanezerstörung. Funktionsweise: Stickoxide werden an einer Vanadium-Wolframoxid-dotierten Titanoxidschicht bei 280–350 °C reduziert. Diese Reinigungseinheit ist anfällig gegen andere Schadgaskomponenten, v. a. Schwermetalle, und wird daher am Ende der Reinigungskette angebracht.
 - SNCR (selektive nicht katalytische Reduktion): preisgünstiger als SCR, aber geringere Entfernungseigenschaften bzgl. Dioxinen und Furanen. Funktionsweise: Eindüsen von Ammoniak/Harnstoff über dem Feuerungsraum. Bei Temperaturen zwischen 900 und 1.000 °C reagiert Ammoniak mit den Stickoxiden zu Stickstoff und Wasserdampf. Dabei ist eine genaue Steuerung des Vorgangs erforderlich, um Über- und Unterdosierungen zu vermeiden. Überdosierung führt zu einer erneuten Stickoxidbildung.
 - Aktivkohlefilter aus Aktivkohle oder Aktivkoks (ca. 0,8 kg/t Abfall) für die Abtrennung von Schwermetallrestfrachten sowie organischen Schadstoffen (allen voran Dioxine und Furane). Grundsätzlich bestehen hierfür zwei Verfahren:
 - Flugstromadsorption
 - Festbettadsorption (höhere Investitionskosten, aber unempfindlich gegenüber Konzentrationsschwankungen)
 - Schlackebunker:

Im Schlackebunker werden die Verbrennungsrückstände mehrere Monate zwischengelagert, wobei die Schlacke abreagieren kann. Bevor die Schlacke in den Schlackebunker gelangt, kann sie noch weitere Aufbereitungsschritte durchlaufen, die zu einer Verbesserung der Verwertungseigenschaften führen (z. B. Metallabtrennung; vgl. Abschnitt 1.6.3.1).

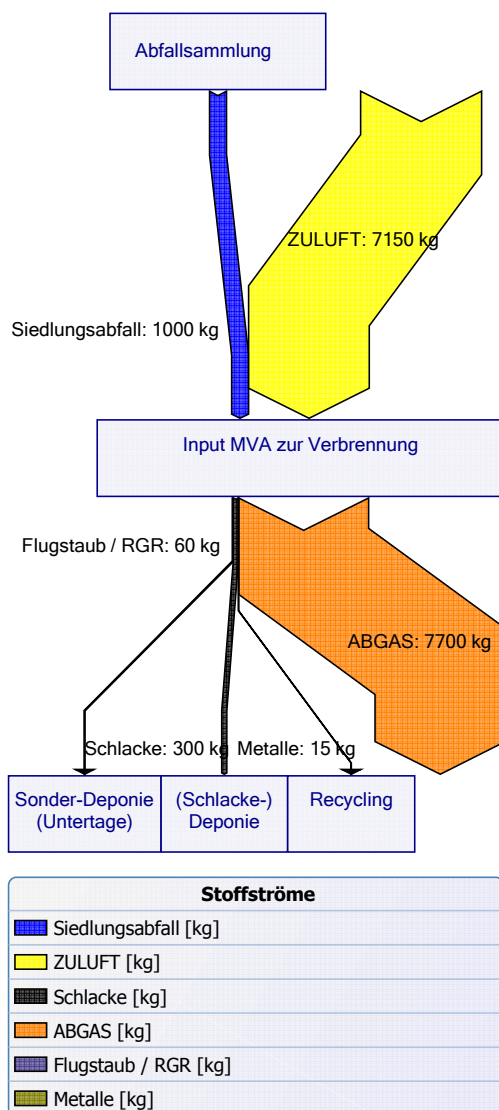


Abbildung 40: Wichtige Massenströme einer MVA (orientierende Werte für MVA mit Rostfeuerung; RGR = Rückstände aus der Abgasreinigung, vereinfachte Darstellung)

Bei der Verbrennung wird je nach Wirkungsgrad der Rostfeuerungsanlage ein Ausbrand von > 97 % erreicht, wobei die organischen Komponenten zu Kohlendioxid oxidiert werden. Das Kohlendioxid verlässt nach einer Aufreinigung mit der Abluft die Anlage; die Verbrennung von Siedlungsabfällen kommt somit einer Methanbildung durch biologischen Abbau im Deponiekörper zuvor und führt deshalb zur Einsparung von THG-Emissionen. Der Verbrennungsprozess verläuft ab Heizwerten von > 6 MJ/kg Abfall exotherm und kann zudem Energie aus dem Verbrennungsprozess zur Erzeugung von Strom und Wärme bereitstellen.

Möglichkeiten zur Energienutzung sind:

- Einspeisung von Abwärme in ein Fernwärmenetz: Nutzung je nach vorherrschendem Klima evtl. nur in der kalten Jahreszeit möglich

-
- Nutzung der Abwärme als Prozesswärme in Industrie und Gewerbe: Nutzung evtl. ganzjährig möglich, z. B. zur Trocknung von Klärschlamm, zum Beheizen von Gewächshäusern, Wäscherien etc.
 - Kontinuierliche Einspeisung von Strom ins Stromnetz: Grundlastsicherung des öffentlichen Stromnetzes
 - Kombination von Strom- und Wärmenutzung durch Kraft-Wärme-Kopplung

Fossile Energieträger können dadurch substituiert werden, was zu weiteren THG-Emissionsminderungen durch diese Abfallbehandlungstechnik führt. Das grundsätzliche Verfahrensschema einer MVA ist in Abbildung 41 abgebildet.

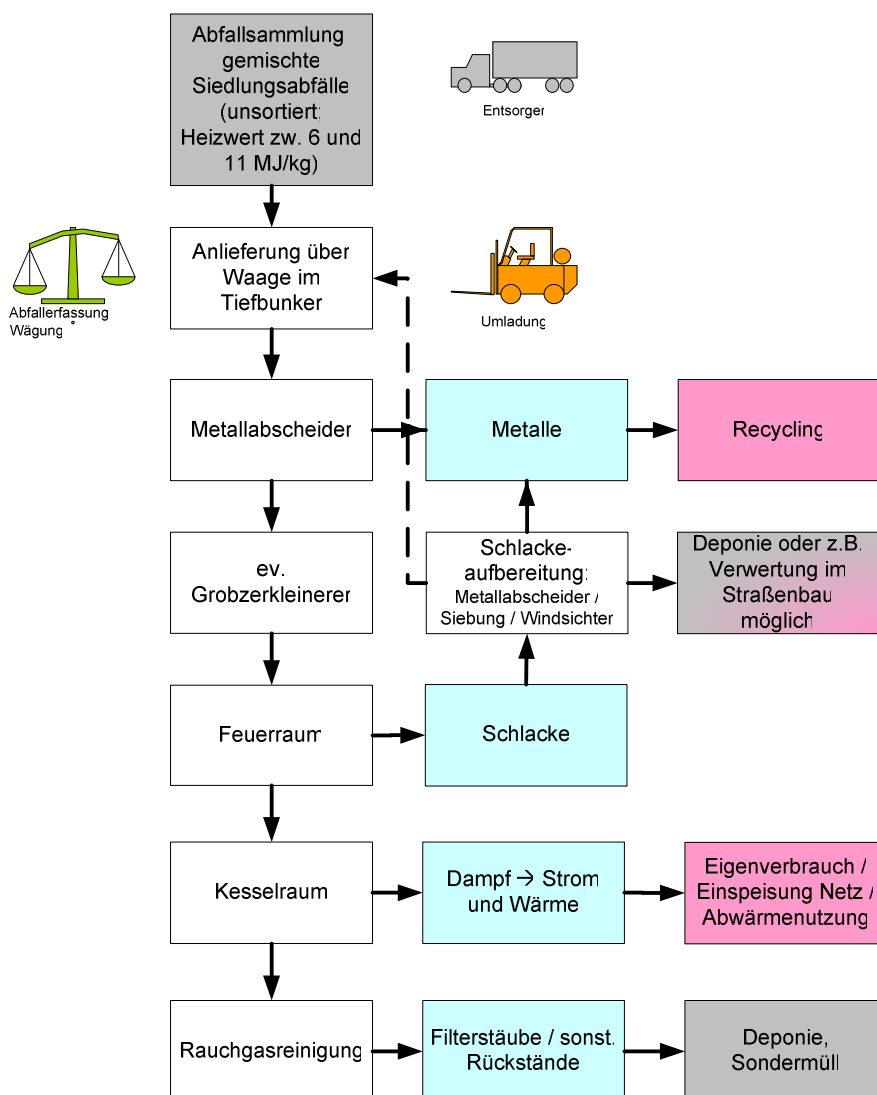


Abbildung 41: Verfahrensschema einer MVA mit Rostfeuerung (Beispiel)

1.6.3 Outputströme einer MVA zur weiteren Behandlung

1.6.3.1 Schlacke aus der Rostfeuerung

Schlacken bestehen im Wesentlichen aus Silikaten, Alkali- und Erdalkaliverbindungen, Salzen wie Chloriden und Sulfaten und anderen Metall- und Kohlenstoffverbindungen.

Schlacke aus der Rostfeuerung wird zumeist als Schüttmaterial für Straßendämme, Lärmschutzwälle sowie Straßen, die weniger dem Schwerlastverkehr ausgesetzt sind, eingesetzt. In Deutschland wird die Beurteilung der Tauglichkeit von Schlacken zur stofflichen Verwertung unter dem Gesichtspunkt der Umweltverträglichkeit und bauphysikalischer Eigenschaften durchgeführt. Zum Beispiel ist dafür eine Abtrennung von Metallen durch Magnetabscheidung und Wirbelstromabscheidung aus der Schlacke vorgesehen. Maßgeblich für den Verwendungszweck sind in Deutschland die Grenzwerte des LAGA-Merkblatts 20 (2003) für die Anforderungen an die stoffliche Verwertung mineralischer Abfälle. Dort ist auch beschrieben, dass die Schlacke einen mindestens dreimonatigen Alterungsprozess erfahren soll. Auf diese Weise kann die anfangs hohe Reaktivität der Schlacke durch Karbonisierung und Hydratisierung abklingen.

Ein weiterer wichtiger Aufbereitungsschritt ist die Schlackewäsche. Dadurch werden die leicht löslichen Verbindungen (v. a. Salze) herausgelöst, um so der möglichen Auswaschung beim Einbau von Schlacken, z. B. als Schüttgut im Straßenbau, vorzubeugen. Die Kosten für die Aufbereitung von Schlacke können zwischen 30 und 50 Euro pro Tonne Schlacke angesetzt werden (Fehrenbach et al., 2008).

Aus Gründen der Nachhaltigkeit sollten diese oder ähnliche Maßstäbe auch bei der Verwertung von Schlacken in Schwellen- oder Entwicklungsländern angesetzt werden.

1.6.3.2 Filterstäube und sonstige Rückstände aus der Abgasreinigung

Die mit Schadstoffen hoch angereicherten Filterstäube und sonstigen Rückstände aus der Abgasreinigung können für keine weiteren Verwendungszwecke aufbereitet werden und müssen daher in Sonderabfalldeponien abgelagert werden.

1.6.4 Weitere Varianten der thermischen Abfallbehandlung

1.6.4.1 Wirbelschichtfeuerung

Die Wirbelschichtverbrennung hat sich aus der Kohle- und Braunkohlkraftwerkstechnik entwickelt und bereits für die Klärschlammverbrennung bewährt. Diese Technik zeichnet sich durch positive Eigenschaften in Bezug auf Schadstoffe aus. Die Verbrennung der Abfälle erfolgt im sogenannten Wirbelbett, in dem Sand durch die zugeführte Luft aufgewirbelt wird. Dabei befinden sich die Feststoffpartikel in der Schwebelage. Man unterscheidet rotierende, zirkulierende und stationäre Wirbelschichtfeuerungen.

Der Vorteil der Wirbelschichtfeuerung liegt im geringeren Verbrennungsluftanteil, der sich positiv auf die Stickoxidbildung auswirkt. Für eine Tonne Abfall werden ca. 5.000 m³ Luft benötigt (ca. 6,5 t). Durch die Zugabe von Kalk in den Feuerungsraum können zudem SO_x und HCl reduziert werden. Als Outputmaterial entsteht keine Schlacke, sondern Asche. Pro Tonne Abfall fallen ca. 250–350 kg Asche an. Die Schwermetalle im Abfall verbleiben in der Asche, weshalb diese bei der Abgasreinigung vollständig abgeschieden und beseitigt werden muss.

Für den Einsatz in einer Wirbelschichtverbrennungsanlage müssen die Abfälle im Vorfeld weiter zerkleinert werden, i. d. R. auf Korngrößen von < 30 mm.

1.6.4.2 Pyrolysetechnik

Die Pyrolysetechnik hat sich in Deutschland für die Behandlung von Restabfällen nicht durchgesetzt. Derzeit gibt es in Deutschland lediglich eine Müllpyrolyseanlage, die mit gemischten Siedlungsabfällen beschickt wird, und zwar in Burgau im Landkreis Günzburg, Bayern. Grundgedanke der Pyrolyse ist es, die Vergasung von der eigentlichen Verbrennung zu trennen. Der zu erwartende Vorteil sind geringere Abgasmengen als bei der Müllverbrennung. Als Outputmaterial entsteht ein Pyrolysekoks mit hohem Heizwert, der weiterverbrannt werden kann.

Ein weiterer Vorteil der Pyrolyse ist die relativ einfache Abtrennung von Metallen aus dem Pyrolysekoks. Diese Technik kann insbesondere dann ihre Stärken ausspielen, wenn es z. B. um die Wiedergewinnung von Metallen aus Drahtreifen geht.

1.6.4.3 Ersatzbrennstofftechnik

Ein Einsatz von Ersatzbrennstoffen (EBS), auch „Sekundärbrennstoffe“ (SBS) genannt, ist grundsätzlich in vielen industriellen Feuerungsprozessen denkbar. In der jüngeren Vergangenheit wurden in Deutsch-

land auch verstärkt **Monokraftwerke** gebaut (Reichenberger et al., 2008), die ausschließlich mit EBS betrieben werden. **Ersatzbrennstoffkraftwerke** unterscheiden sich in ihrer Bauweise nur wenig von herkömmlichen Verbrennungsanlagen. In beiden Anlagentypen werden im Wesentlichen die gleichen Techniken eingesetzt und es kann Energie in Form von Wärme und Strom ausgekoppelt werden. EBS-Kraftwerke sind im Gegensatz zu MVA primär auf die Erzeugung von Strom und Wärme ausgelegt und werden mit hochkalorischen Abfallfraktionen betrieben, auf welche die Verbrennungssysteme ausgerichtet sind. Deshalb bestehen hinsichtlich der Qualität von Ersatzbrennstoffen weiter gehende Anforderungen, auch an deren Schadstoffgehalt. Sowohl EBS-Kraftwerke als auch MVA werden heutzutage im internationalen Kontext als „Waste to Energy Plants“ (WtE Plants) bezeichnet.

In Deutschland werden Ersatzbrennstoffe z. B. auch in Braun- und Steinkohlekraftwerken mit einem auf den Heizwert bezogenen Input von bis zu 25 % eingesetzt. In **Zementwerken** können z. T. bis zu 60 % der Energie durch hochkalorische Ersatzbrennstoffe gestellt und somit fossile Energieträger substituiert werden.

Grundsätzlich sind hinsichtlich der Qualität von EBS folgende Anforderungen einzuhalten (Intecus, 2008; Wallmann und Fritz, 2008):

- Wassergehalt: 10 bis 25 % vom feuchten EBS
- Aschegehalt: 10 bis 25 % vom trockenen EBS
- Chlorgehalt: 0,5 bis 1,0 % vom trockenen EBS
- Heizwert: 11 bis 19 MJ/kg für WtE plants und 14 bis 22 MJ/kg für Zementwerke
- Korngrößen: 10 bis 25 mm (bei Zementwerken bis 30 mm)

Störstoffe wie Metall, Holz, stückige Teile, Mineralien und Hartkunststoffe sollten aus EBS aussortiert werden, um den Feuerungsprozess nicht zu stören. Der Grund für den notwendigen Sortieraufwand sind die in EBS-Kraftwerken i. d. R. eingesetzten Wirbelschichtfeuerungen.

Weitere Anforderungen hinsichtlich der Schwermetallgehalte werden je nach Verwendungszweck von der Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe vorgegeben (vgl. Tabelle 36).

Tabelle 36: Grenzwerte der Brennstoffspezifikationen für EBS nach den Vorgaben der Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe (BGS)

Element	Grenzwerte nach BGS In mg/kg
Hg	1,9
Cd	9
Tl	2
Sb	60
As	13
Pb	500
Cr	250
Co	12
Cu	1000
Mn	500
Ni	160
V	25
Sn	70

In Deutschland gibt es zudem noch weitere Anforderungen an die Qualität von Brennstoffen, die für den Einsatz in Zementwerken bestimmt sind, z. B. die DIN EN 450 (2001).

1.7 Vergleich MVA und MBA

Die in früheren Jahrzehnten in Deutschland geführten gesellschaftspolitischen Auseinandersetzungen über das Für und Wider von MBA und MVA wurden zwischenzeitlich im Großen und Ganzen beigelegt. Stattdessen überwiegt die Einsicht, dass sich die Vorteile beider Verfahren in der Kombination ergänzen können. Trotzdem werden die wesentlichen Vor- und Nachteile der beiden Behandlungsverfahren im Folgenden einander gegenübergestellt (vgl. Tabelle 37).

Tabelle 37: Gegenüberstellung von MBA und MVA

Technik	MBA	MVA
Betriebsweise	Sortierung und Beschickung der Anlage findet i. d. R. an Werktagen statt. Bei anaeroben Nassvergärungsanlagen auch außerhalb.	Müllverbrennungsanlagen werden kontinuierlich (Tag/Nacht) beschickt. Es sind jährliche Revisionszeiten einzuplanen, an denen Wartungsarbeiten durchgeführt werden, wobei bei mehreren Linien immer nur eine Verbrennungslinie stillgelegt wird.
spezifische Investitionskosten	11 bis 21 €/t	ab 22 €/t (vgl. Tabelle 35)
Auslastung der Anlage	flexibel	wg. hoher Fixkosten gute Auslastung zwingend
Anlagengröße	flexibel	ab 50.000 t/a rentabel unter deutschen Verhältnissen
Transportwege	durch dezentrale Anlagen relativ gering	länger, da größeres Einzugsgebiet erforderlich ist
Wertschöpfung	Rückgewinnung von Wertstoffen (Kompost möglich), bei Anaerob-Verfahren auch Energie	Energie (Schüttgut für Straßenbau)
Anforderungen an Abfall	gering	Heizwert > 6.000 kJ/kg
Energiegewinnung aus Abfall	nur bei Anaerob-Verfahren möglich	Dampfkraftprozess mit Stromgewinnung und Wärmeauskoppelung
Energieausnutzung des Abfalls	gering	hoch
Outputprodukt	Volumen- und Massereduzierung, aber keine vollständige Mineralisierung	Volumen- und Massereduzierung, weitestgehende Mineralisierung
Einfluss auf Deponie	erhöht die Reichweite einer Deponie	erhöht die Reichweite einer Deponie
Methanbildung und Reaktivität der Abfälle	Methanbildung wird um mehr als 90 % verringert und Reaktivität herabgesetzt	keine Methanbildung; Reaktivität gering bzw. von pH-Wert abhängig

1.8 Beispiele von Abfallbehandlungspfaden

Für die im Vorfeld vorgestellten Abfallbehandlungstechniken werden in diesem Abschnitt mögliche Varianten zur Integration in einen Abfallbehandlungspfad beschrieben.

An dieser Stelle muss angemerkt werden, dass es für die Auswahl geeigneter Behandlungspfade wichtig ist, Kenntnis über die Zusammensetzung des Abfalls zu besitzen. Anhand von Abfallsortieranalysen können im Vorfeld Recyclingpotenziale abgeschätzt werden, wobei v. a. Ergebnisse bezüglich der mengenmäßigen Verteilung einzelner Abfallfraktionen von Bedeutung sind. Auch Aussagen hinsichtlich der biologischen Aktivität, der Schadstofffrachten und Heizwerte sind orientierend zu ermitteln, um die Kapazitäten der in den Pfad integrierten Anlagen möglichst optimal planen zu können.

1.8.1 Mögliche Behandlungspfade mit integrierter MBA

Im Folgenden werden Behandlungspfade vorgestellt, die auch auf die Abfallwirtschaft in den Schwellen- und Entwicklungsländern anwendbar sind. In der Regel bedarf der Aufbau eines Abfallmanagementsystems grundsätzlicher Überlegungen, die vom Sammelsystem bis hin zur Endablagerung des Abfalls reichen (siehe vorhergehende Abschnitte). Zunächst wird davon ausgegangen, dass die Fraktionen Bioabfall und Restabfall nicht getrennt erfasst werden.

Aus dem MBA-Prozess können je nach Anlagenkonfiguration hochkalorische Fraktionen für eine weitere Nutzung in einem Zementwerk, Ersatzbrennstoffkraftwerk oder in einer MVA gewonnen werden. Wird parallel eine Kompostierung von Bioabfällen integriert, können auch hochwertige Komposte als Düngemittel für die Landwirtschaft erzeugt werden (Abbildung 42).

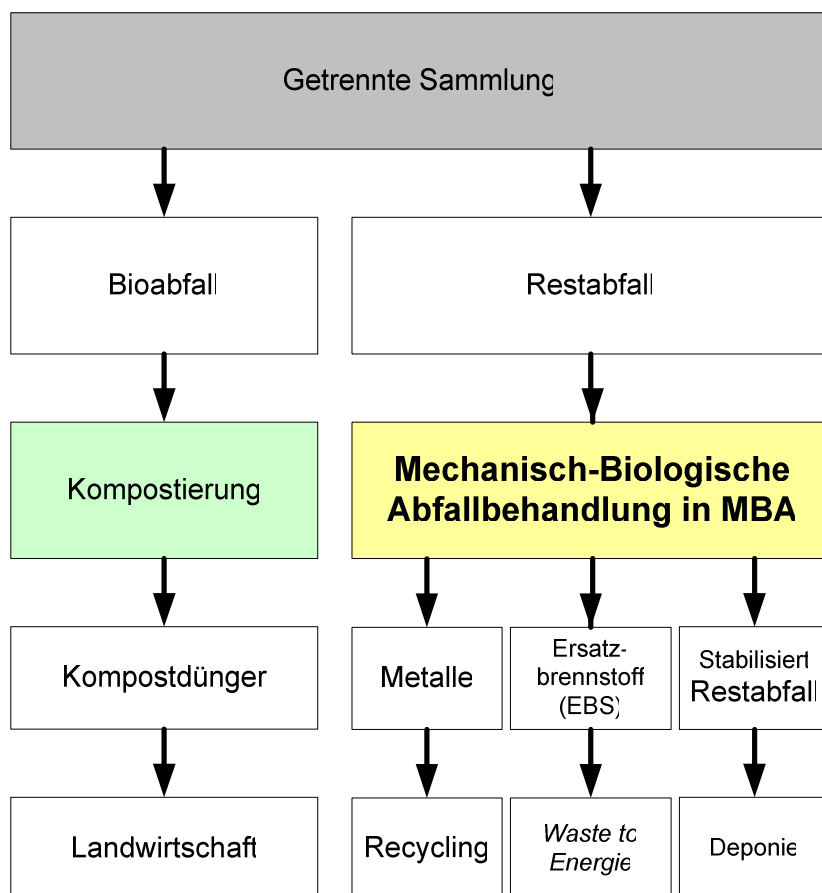


Abbildung 42: Beispiel-Behandlungspfad getrennte Sammlung von Bioabfall und Restabfall

Im Fall einer Gemischtsammlung lassen sich prinzipiell – mit Ausnahme eines Kompostprodukts für die Landwirtschaft – qualitativ ähnliche Outputprodukte für Recyclingprozesse und eine weitere thermische Verwertung erzeugen (Abbildung 43). Jedoch ist der kostenintensive mechanische Teil der MBA größer zu dimensionieren, um die gleiche Entsorgungssicherheit für eine vordefinierte Region sicherzustellen, da das gesamte Abfallaufkommen in der Anlage behandelt wird und die Abtrennung von Biomasse für die Kompostierung nicht vorher bzw. erst in der Anlage stattfindet. Die zu behandelnde Menge an Biomasse kann bis zu 70 Massenprozent des gesamten Abfalls und mehr ausmachen.

Der Vorteil dieses Behandlungspfad ist, dass die MBA-Technik bereits für die Behandlung von relativ kleinen Stoffströmen realisiert werden kann. (Anlagegrößen ab 10.000 t/a sind möglich.)

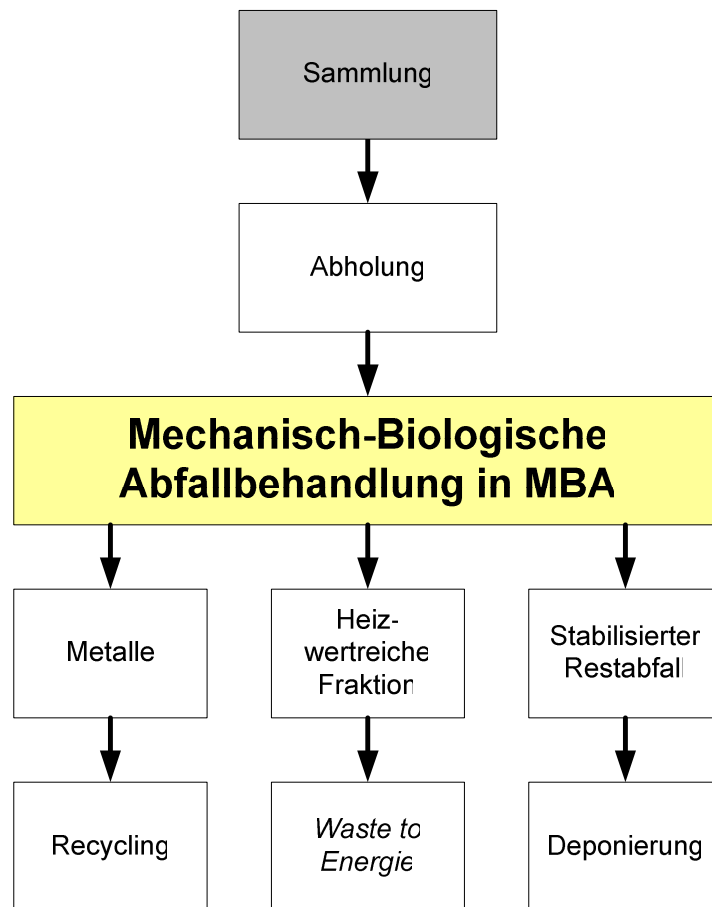


Abbildung 43: Beispiel-Behandlungspfad Mechanisch-Biologische Abfallbehandlungsanlage (MBA)

Eine Sonderform der MBA stellt die sogenannte MBS dar (mechanisch-biologische Stabilisierung; Abbildung 44). Sie hat primär zum Ziel, heizwertreiche und stabilisierte brennbare Fraktionen herzustellen. Eine MBS kann vor allem bei niederen Heizwerten, die in Schwellen- und Entwicklungsländern oftmals gegeben sind, als Vorbehandlungsstufe zu einer MVA bzw. WtE fungieren. Dabei steht nicht der Abbau biologischer C-Fractionen im Vordergrund, sondern die biologische Stabilisierung durch eine schnelle Trocknung der Abfallfraktionen. Der biologische Trocknungsprozess kann innerhalb relativ kurzer Zeit erfolgen, sodass die Behandlungskapazitäten bei gleicher Anlagenkonfiguration wie bei einer klassischen MBA höhere Durchsätze erlauben. Typischerweise werden Trockengehalte von < 20 %, ausgehend von der Feuchtsubstanz, angestrebt. Ziel ist es, möglichst hohe Heizwerte zu erhalten. In der Regel werden mineralische Bestandteile ausgeschleust, die biogenen Bestandteile verbleiben in der Fraktion.

Zusammenfassend bietet dieses Konzept folgende Vorteile:

- Bereitstellung von EBS für Energieerzeugungsanlagen
- Weitere Minimierung von THG-Emissionen durch deren Nutzung
- Minimierung von Restabfall zur Deponierung
- Stabilisierung des Restabfalls für die Deponie

Die Umstrukturierung des Betriebs bestehender MBAs auf ein MBS-Konzept ist prinzipiell möglich (Wieland, 2008) und bietet so die Möglichkeit, die Behandlungskapazitäten bei gesicherter Abnahme von EBS zu vergrößern.

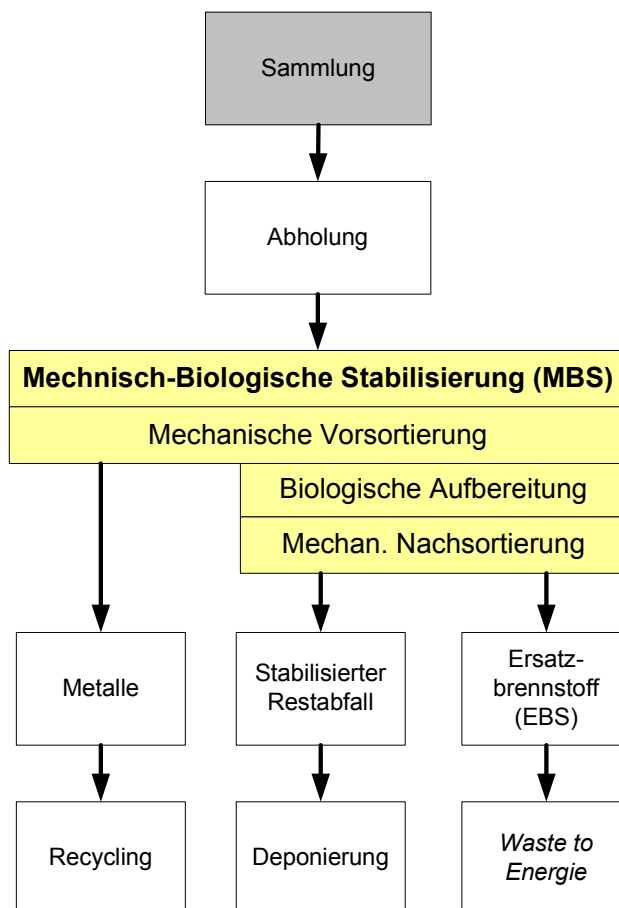


Abbildung 44: Beispiel-Behandlungspfad MBS (nur Intensivrotte mit dem Ziel der Stabilisierung durch Trocknung)

Allen Behandlungspfaden gemein ist die Reduzierung von THG-Emissionen gegenüber unbehandelten Abfällen, die direkt deponiert werden.

1.8.2 Möglicher Behandlungspfad mit integrierter MVA

Auch der Behandlungspfad mit integrierter MVA bewirkt eine Senkung des THG-Potenzials gegenüber einer direkten Deponierung der Abfälle. Vorteil dieses Behandlungswegs ist die drastische Reduzierung des Abfallvolumens und der Abfallmasse um mehr als 70 %. Dies führt zu einer wesentlichen Verlängerung der Reichweite von Deponien. Zudem ist das Deponat, die Schlacke, ein relativ inertes Material, bei dem die Nachsorgezeit von Deponien gegenüber unbehandelten Abfällen verkürzt ist. Voraussetzung für diesen Behandlungspfad ist die Nutzung der bei der Verbrennung erzeugten Energie (Strom und Wärme). Nur so kann das Potenzial der Reduzierung von THG-Emissionen voll ausgenutzt werden.

Hinweis 18: Verbreitung der Müllverbrennung

Die Müllverbrennung ist v. a. in Deutschland und in Industrieländern wie z. B. Japan, Italien, Frankreich, Schweiz, USA und Österreich ein etabliertes Verfahren zur Abfallbehandlung. Erfahrungsgemäß können MVA dort ab einer Größe von ca. 50.000 t/a wirtschaftlich betrieben werden. Da die Investitionskosten größtenteils länderunabhängig sind, ist eine Übertragung dieses Schwellenwerts auf wirtschaftlich weniger entwickelte Länder nur bedingt möglich. Folgende Rahmenbedingungen können zur Verbesserung der Wirtschaftlichkeit beitragen:

- Günstige Standortwahl mit Abnehmern für die produzierte Energie (Strom und Wärme)
- Integration in ein gesamtheitliches Abfallwirtschaftskonzept mit MBA und Stoffstromrecycling (Behandlung „aussortierter“ Abfallströme führt zum Bau kleinerer zentraler MVA)

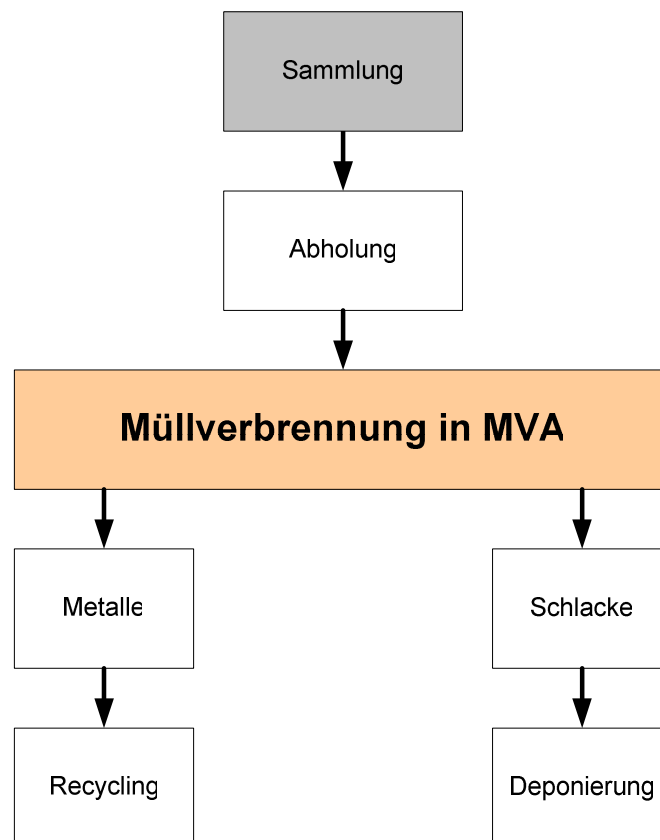


Abbildung 45: Behandlungspfad MVA

1.8.3 Mögliche Kombination von Behandlungstechniken in einem Behandlungspfad

Behandlungspfade können in einem übergreifenden Abfallwirtschaftssystem auch sinnvoll miteinander verbunden werden:

Um Transportmengen und damit -aufkommen zu minimieren, können in ländlichen Gebieten die gegenüber MVAs kostengünstigeren MBAs dezentral zur Vorsortierung und Massenreduzierung eingesetzt werden. Im weiteren Verlauf werden die gewonnenen Teilfraktionen (Wertstoffe) in zentralen Recyclingstationen aufbereitet (vgl. Abschnitt 1.3). Die Beschickung des zentralen Müllheizkraftwerks findet

mit Reststoffen, deren Heizwert $> 6 \text{ MJ/kg}$ ist, statt. Der Standort des Müllheizkraftwerks sollte dabei in Ballungszentren oder Industriegebieten liegen, um Abnehmer für die produzierte Wärme und den produzierten Strom sicherzustellen. Insgesamt werden so Transportbewegungen minimiert, wobei im Gegenzug ein erhöhter logistischer Aufwand entsteht. Die Vorteile eines solchen ganzheitlichen Ansatzes sind:

- Verbesserungen der Abfallsituation werden auch in ländlich strukturierten Gebieten durch dezentrale MBA möglich (Umwelt- und Hygieneaspekt).
- Die Einbeziehung der Bevölkerung vor Ort in das Abfallwirtschaftssystem (informeller Sektor) ist durch dezentrale MBAs möglich (Teilhabe an der Sortierung/Beispiel Brasilien: Müllsammlerkooperativen).
- Die Minimierung des Abfalltransportaufkommens ist durch dezentrale MBA mit kurzen Wegen und gezieltem Weitertransport von Wert- und Reststoffen möglich.
- Minimierung der zu deponierenden Abfallmengen bzw. Erhöhung der Deponiereichweiten

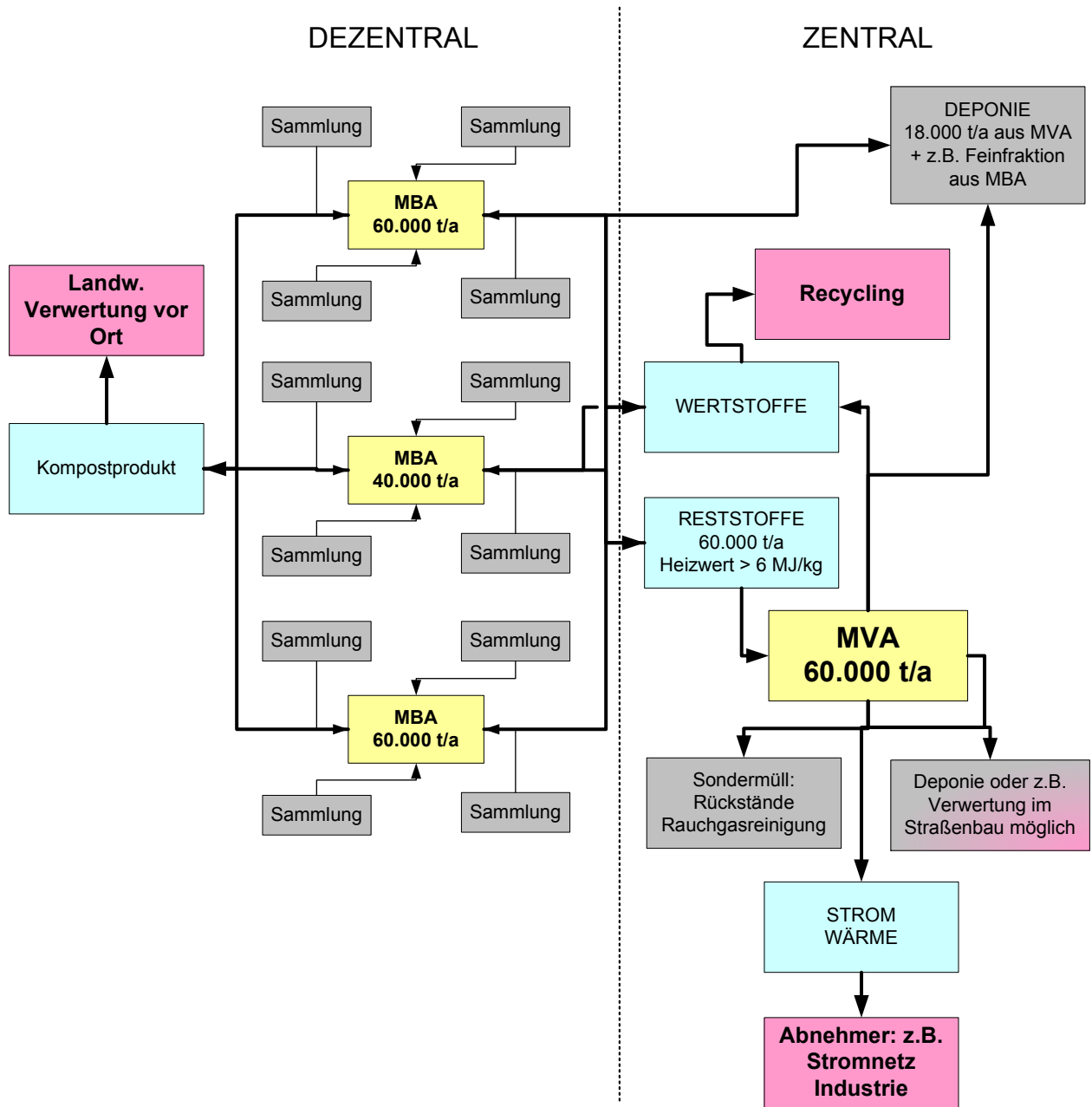


Abbildung 46: Behandlungspfad mit integrierter MBA und MVA

Anhang III: Ökobilanzielle Ermittlung der Emissionsminderungspotenziale von Abfällen in Serbien und Tunesien

1. Emissionsminderungspotenziale in Tunesien und Serbien

Die THG-Minderungspotenziale im Bereich der Abfallentsorgung werden in dieser Studie für die ausgewählten Zielländer Tunesien und Serbien exemplarisch errechnet. Hierfür wurden die Behandlungspfade in der Modellierungs- und Bilanzierungssoftware UMBERTO® abgebildet. Auf Basis der abfallwirtschaftlichen Kenndaten der beiden Länder liefert die zugrunde liegende Methode des Umweltbundesamtes zur Wirkungsabschätzung Emissionsminderungspotenziale. Dabei wird die Höhe der Emission der berücksichtigten klimarelevanten Gase in CO₂-Äquivalenten angegeben. Diese sind u. a.:

- C₂F₆
- CF₄
- CH₄
- CH₄, regenerativ
- CO₂, fossil
- Halon 1301
- N₂O
- R11- R 417a
- Tetrachlorkohlenstoff
- Trichlorethan

Aus biologischen Stoffen des Abfalls gebildetes CO₂ wird als klimaneutral angesehen, da hier Kohlenstoff freigegeben wird, der beim Wachstum der Organik zuvor der Atmosphäre entzogen wurde.

Methan als Bestandteil von Deponiegas bildet in den nun folgenden Betrachtungen die Hauptkomponente der Emissionen des Ausgangsszenarios der ungeordneten Deponie. Im UMBERTO-Modell findet die Modellierung der entstehenden Methangasmengen mithilfe des Modells von Tabasaran und Rettenberger statt. Der Gesamtgehalt an organischem Kohlenstoff, der TOC (Total Organic Carbon), gleich ob biologischen oder fossilen Ursprungs, ist von entscheidender Bedeutung für die diesem Modell zufolge entstehende Menge an Deponiegas. Die verwendeten TOC-Werte entstammen einer Abfallanalyse des Bayerischen Landesamtes für Umwelt.¹⁹

Für die Kunststofffraktion wird im Folgenden ein Wassergehalt von 0 % und für die Biomassefraktion ein Wassergehalt von 50 % angenommen. Die TOC-Gehalte werden innerhalb der jeweiligen Länderbeispiele nach der folgenden Formel berechnet:

$$TOC_{ausBio} = Abfallanteil_{Bio} \cdot Wassergehalt_{Bio} \cdot TOC_{Bio}$$

$$TOC_{ausKunststoff} = Abfallanteil_{Kunststoff} \cdot TOC_{Kunststoff}$$

$$TOC_{gesamt} = TOC_{ausBio} + TOC_{ausKunststoff}$$

¹⁹ Weigand, Marb (2006): Zusammensetzung und Schadstoffgehalt von Restmüll von Haushaltungen, Müll und Abfall 5 /06

Neben der entstehenden Menge an Deponiegas gibt es für die betrachteten Behandlungspfade eine Reihe von weiteren Einflussfaktoren, die deren Emissionsbilanz beeinflussen. Eine wesentliche Komponente des CDM ist der Technologietransfer; deshalb wurden die technologischen Einflussparameter wie beispielsweise Wirkungsgrade oder auch Betriebsmittel- und Energiebedarf, Nutzungsaufteilungen usw. nach deutschem Stand der Technik modellhaft für die Bestimmungsländer übernommen.

Andere Faktoren wie beispielsweise der jeweilige Energiemix, die klimatischen Rahmenbedingungen und die abfallwirtschaftlichen Kenndaten wurden regional festgelegt.

2. Kurzbeschreibung der Entsorgungs- und Behandlungspfade in der Modellierung

Beschreibung des Szenarios „total emittierende Deponie“

Als „total emittierend“ wird an dieser Stelle eine Deponie bezeichnet, die über keinerlei technischen Standard verfügt. Auf Basis des Modells nach Tabasaran ergeben sich für eine ungeordnete Deponie Emissionen von bis zu 2.000 kg CO₂e je Tonne Abfall.

Beschreibung des Szenarios „Deponie_deutscher Standard“

Geordnete und überwachte Deponien nach europäischem Standard gibt es in den Zielländern nur wenige. Derzeit sind größtenteils ungeordnete Deponien zu finden, aus denen Treibhausgase ungehindert entweichen können und dadurch zu erheblichen globalen Umweltbelastungen führen.

Somit stellt die Einführung von geregelter Deponierung mit Gaserfassung zur Energieerzeugung bereits eine Verbesserung des Status quo dar, der im Vergleich zur Baseline bereits eine Emissionsminderung von 500 bis 800 kg CO₂e je Tonne abgelagerten Abfalls bewirkt.

Aufgrund von diffusen Deponiegasentweichungen bleibt das Emissionsminderungspotenzial, das von einer Deponierung nach deutschem Stand ausgeht, jedoch hinter anderen Entsorgungspfaden zurück.

Beschreibung des Szenarios „MBA“

Das Szenario beschreibt eine aerobe MBA mit Deponierung des Rotteoutputs inklusive aller darin enthaltenen heizwertreichen Abfälle und Ähnlichem.

Der Aufbau des Systems ist der folgenden Abbildung zu entnehmen, die dem Bilanzierungsprogramm UMBERTO® entnommen wurde.

Vergleicht man dieses Szenario mit der Baseline der total emittierenden Deponie, so ermittelt man ein Emissionsminderungspotenzial von etwa 1.500 kg CO₂e.

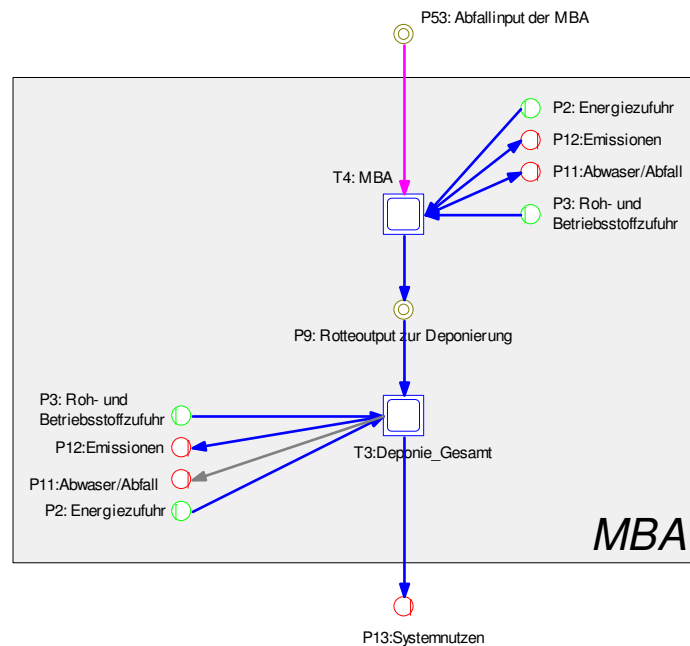


Abbildung 47: Modell des Szenarios MBA aus UMBERTO®

Beschreibung des Szenarios MBA (+ WtE)

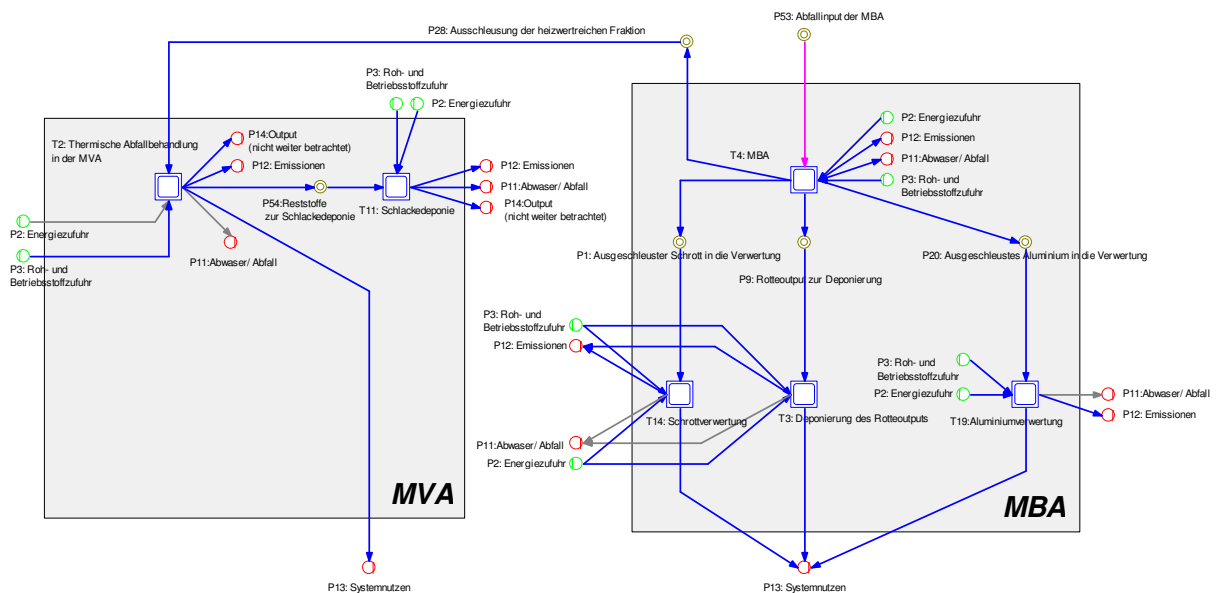


Abbildung 48 Modell des Szenarios MBA (+ WtE) aus UMBERTO®

Das Szenario beinhaltet die Elemente einer aeroben MBA mit

- Deponierung des Rotteoutputs (Gutschriften),
- Fe-Metall-Abscheidung und -verwertung (Gutschriften),
- Aluminiumabscheidung und -verwertung (Gutschriften),

- Abscheidung der heizwertreichen Fraktion und thermische Verwertung in der MVA (Gutschriften im UMBERTO-Modell),
- Deponierung der Schlacken aus der MVA.

Der Gesamtaufbau des Systems ist Abbildung 49 zu entnehmen.

Das Emissionsminderungspotenzial des Szenarios *MBA (+ WtE)* gegenüber der Baseline *Deponie_total emittierend* beträgt somit etwa 1.500 bis 1.700 kg CO₂- Äquivalente.

Beschreibung des Szenarios „MBA (+ Zementwerk)“

Das Szenario setzt sich aus einer aeroben MBA mit folgenden weiteren Anlagenteilen zusammen:

- Deponierung des Rotteoutputs (Gutschriften),
- Fe-Metall-Abscheidung und -verwertung (Gutschriften),
- Aluminiumabscheidung und -verwertung (Gutschriften),
- Abscheidung der heizwertreichen Fraktion und Verwertung in einem Zementwerk (Herstellung von Zementklinker sorgt für Gutschriften).

Das Szenario ist in Abbildung 49: Modell des Szenarios „MBA (+ Zementwerk)“ aus UMBERTO® dargestellt.

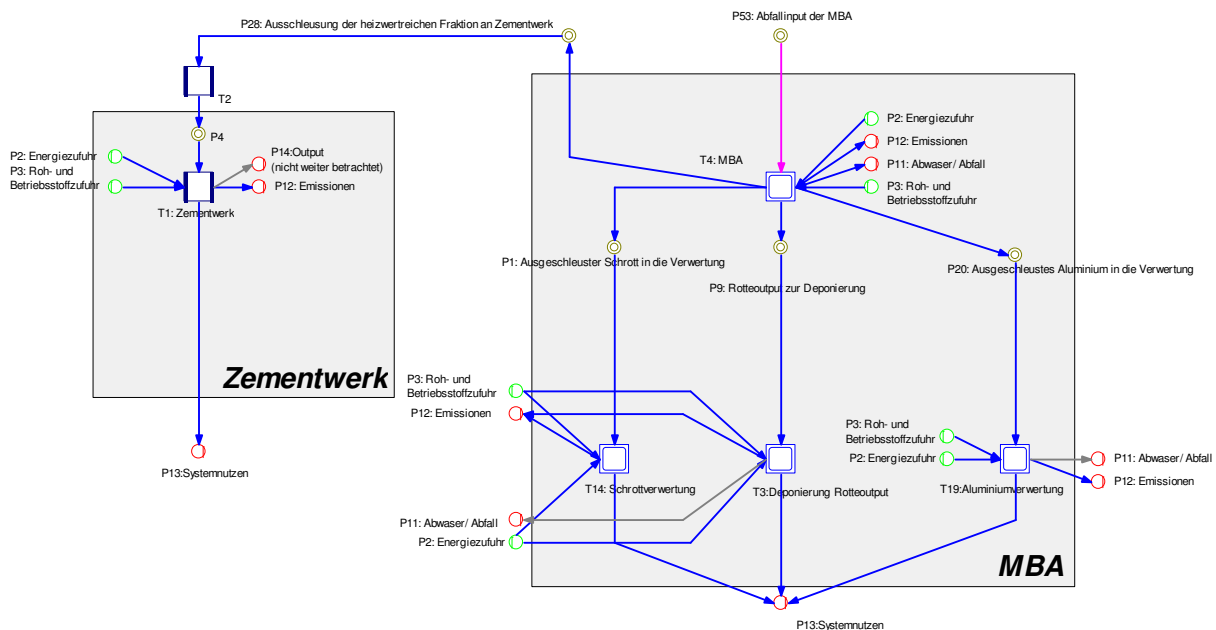


Abbildung 49: Modell des Szenarios „MBA (+ Zementwerk)“ aus UMBERTO®

Hier wird die ausgeschleuste heizwertreiche Fraktion im Zementwerk sowohl energetisch als auch stofflich zur Zementklinkerherstellung genutzt, wodurch der Abtransport der Aschen überflüssig wird. Diese sind im Zement gebunden. Mit einer MBA und der darauf folgenden Ausschleusung der heizwertreichen Fraktion in ein Zementwerk können diesem Model zufolge je Tonne Abfall etwa 2.000 kg CO₂- Äquivalente vermieden werden.

Beschreibung des Szenarios „MVA“

Das Szenario beschreibt die thermische Verwertung des gesamten Abfalls ohne die vorherige Aussortierung jeglicher Stoffströme wie Organik oder Metalle. Wichtig ist, dass der Heizwert des zu verbrennenden Abfalls mehr als 6 MJ/kg beträgt, da nur in diesem Fall eine Verbrennung ohne Hilfsfeuerung möglich ist.

Nach der Energieerzeugung lassen sich aus der Schlacke Metalle zurückgewinnen. Dies führt für die MVA zu hohen Gutschriften, insbesondere durch den hohen recycelbaren Metallanteil und die Nutzung von elektrischer Energie. Zudem kann auch ein Anteil an Wärme gewonnen werden. In Entwicklungsländern könnte es jedoch zu Problemen bei der Suche nach Abnehmern kommen, sodass eine Beschränkung auf die Produktion elektrischer Energie im Rahmen dieser Simulation sinnvoller erscheint.

Da die zu erreichenden Emissionsreduktionspotenziale stark vom fossilen Anteil des eingehenden Abfalls abhängen, ist das Reduktionspotenzial einer MVA ohne die Festlegung der Rahmenbedingungen vor Ort nicht präzise einzugrenzen. Aus diesem Grund erfolgt nun eine Untersuchung der Potenziale anhand von potenziellen Gastgeberländern.

3. Emissionen in Serbien

Für Serbien waren die Abfallzusammensetzung, der Heizwert des Abfalls und der Wassergehalt der Abfälle für die Bilanzierung gegeben. Die Abfallzusammensetzung ging aus einer Untersuchung von Abfällen aus 220 Haushalten hervor, die in Kragujevac 21 Tage lang beprobt wurden. Die Jahresniederschlagsmenge beträgt über ganz Serbien gemittelt etwa 800 mm im Jahr und der Wassergehalt des Abfalls beträgt im Mittel 40 % über alle Fraktionen und Jahreszeiten.

Die für Umberto verwendeten Abfallcharakterisierungsparameter wurden aus den vorhandenen Daten wie folgt modelliert:

Tabelle 38: Zuordnung der Abfälle für UMBERTO®

Abfallbestandteile	Organik	Glas	Fe-Metall	NE-Metall	Holz	Inertes Material
Zusammensetzung nach Country-Sheet	67%	4%	1%	1%	2%	2%
Zuordnung	Organik	-	Fe	NE		-
Abfall-Anteile	75%	-	1%	1%		-
Abfallbestandteile	Plastik	PET	Folien	Textilien	Papier	Karton
Zusammensetzung nach Country-Sheet	3%	3%	3%	3%	5%	6%
Zuordnung	Heizwertreiche Fraktion					
Abfall-Anteile	23%					

Die Abfälle aus Serbien teilen sich demnach in:

- Anteil Rotteoutput am MBA-Input: ergibt sich aus 67 % Organik, 2 % Holz, 2 % inertes Material und 4 % Glas, wobei Inertes und Glas natürlich nicht verrotten. Es geht nach einem Rotte-

verlust von 25 % als Rotteoutput in Richtung Deponie: 57,75 % des MBA-Inputs (Deutschland 43 %)

- Anteil heizwertreiche Fraktion am MBA-Input: 23 %, zusammengesetzt aus Papier, Textilien und Kunststoffen (Deutschland 29 %)
- Anteil Fe-Metalle am MBA-Input: 1 % Fe-Metalle (Deutschland 2 %)
- Anteil NE-Metalle am MBA-Input: 1 % NE-Metalle, als Aluminium angenommen (Deutschland 0,12 %)

Der Heizwert der Abfälle wurde mit 6.000–9.000 kJ/kg recherchiert und als 9.000 kJ/kg bzw. 9 MJ/kg angenommen, womit die modellierte MVA anwendbar wird.

Die Berechnung des TOC erfolgt wie in Kapitel 1 beschrieben.

Tabelle 39 Kohlenstoffgehalte für Serbien

Kohlenstoffgehalt	%	kg/t
C _{gesamt}	100	234
C _{fossil}	28	65,6
C _{regenerativ}	72	168,5

4. Emissionen in Tunesien

Für Tunesien waren die Abfallzusammensetzung in Prozent, der Heizwert des städtischen Abfalls und die Jahresniederschlagsmenge für die Bilanzierung gegeben.

Da UMBERTO® für die Modellierung einer MBA die Abfallzusammensetzung in lediglich vier Fraktionen teilt, muss die bestehende Abfallzusammensetzung diesen Outputströmen zugeordnet werden. Es werden folgende Annahmen getroffen:

Tabelle 40: Zuordnung der Abfälle für UMBERTO®

Abfallbestandteile	Organik	Papier	Textilien	Plastik	Glas	Metalle	Restmüll
Zusammensetzung nach Country-Sheet	68%	11%	3% zu 1,5% aus Kunststoff angenommen	7%	2%	4%	5%
Zuordnung	Organik	Heizwertreiche Fraktion			-	Fe und NE	-
Abfall-Anteile	74%	22%			-	3,5%/ 0,5%	-

Die Abfälle aus Tunesien teilen sich demnach in:

- Anteil Rotteoutput am MBA-Input: ergibt sich aus 72 % Organik und 2 % Glas, wobei Glas natürlich nicht verrottet. Es geht nach einem Rotteverlust von 25 % als Rotteoutput in Richtung Deponie: 56 % des MBA-Inputs (Deutschland 43 %)

- Anteil heizwertreiche Fraktion am MBA-Input: 22 %, zusammengesetzt aus Papier, Textilien und Kunststoffen (Deutschland 29 %)
- Anteil Fe-Metalle am MBA-Input: 3,5 % der Metalle (Deutschland 2 %)
- Anteil NE-Metalle am MBA-Input: 0,5 % der Metalle, als Aluminium angenommen (Deutschland 0,12 %)

In einem CDM-PDD aus dem Jahr 2004²⁰ wurden die Treibhausgasemissionen durch den Strommix mit 627 kg CO₂-Äquivalenten angegeben. Diese wurden für die weitere Betrachtung übernommen.

Die Berechnung des TOC erfolgt wie in Kapitel 1 beschrieben und ergibt für Tunesien:

Tabelle 41: Kohlenstoffgehalte für Tunesien

Kohlenstoffgehalt	in %	in kg/t
C _{gesamt}	100	231
C _{fossil}	24	55,4
C _{regenerativ}	76	175,6

Das Szenario der MVA wird für Tunesien nicht beschrieben, da der Abfall mit 4 MJ/kg einen zu geringen Heizwert hat, um für eine thermische Verwertung infrage zu kommen.

5. Andere Parameter zur Modellierung

In den Zielländern weichen verschiedene Parameter aufgrund der veränderten Rahmenbedingungen von in Deutschland verwendbaren Werten ab. Die führt dazu, dass es zu wesentlich anderen Emissionen und Gutschriften kommt und gerade in den Zielländern hohe Emissionsminderungen möglich sind. Die Parameter, welche die Systemergebnisse der jeweiligen Entsorgungspfade im Wesentlichen beeinflussen, sind in Tabelle 42 zusammengefasst.

²⁰ CLEAN DEVELOPMENT MECHANISM PROJECT DESIGN DOCUMENT FORM (CDM-PDD) Version 02 – in effect as of: 1 July 2004); "Djebel Chekir Landfill Gas Recovery and Flaring Project – Tunisia", Version 03- Date of the document: 5 April 2006

Tabelle 42: Gegenüberstellung der verwendeten Parameter für die Länder Deutschland, Tunesien und Serbien

Entsorgungspfade und Parameter	Deutschland	Tunesien	Serbien
Allgemein			
Emissionen aus dem Strommix je 1 MWh	663 kg CO ₂ - Äquivalente	627 kg CO ₂ - Äquivalente	865 kg CO ₂ - Äquivalente
Deponie_total emitierend // Deponie_deutscher Standard			
Jahresniederschlag	750 mm	325 mm	800 mm
Organischer Kohlenstoffgehalt TOC	22,03 %	23,1 %	23,4 %
Anteil DG-gefasst Deponie total emittierend	0 %	0 %	0 %
MBA			
Anteil Rotteoutput gegenüber MBA-Input	43 %	54 %	50 %
MBA(+ WtE) // MBA (+Zementwerk)			
Fe- Gehalt des Abfalls	3 %	3,5 %	1 %
NE- Gehalt des Abfalls	1,2 %	0,5 %	1 %
Anteil Rotteoutput gegenüber MBA-Input	43 %	54 %	50 %
Anteil der heizwertreichen Fraktion am MBA-Input	29 %	22 %	23 %
Heizwert der Fraktion	13.400 kJ/kg	13.400 kJ/kg	13.400 kJ/kg
Wirkungsgrad elektrisch	10 %	15 %	15 %
Wirkungsgrad thermisch	30 %	0 %	0 %
MVA			
Heizwert des Abfalls	10.100 kJ/kg	4.000 kJ/kg	9.000 kJ/kg
Fe- Gehalt des Abfalls	3 %	Für Tunesien findet aufgrund des geringen Heizwertes der Abfälle keine Berechnung für eine thermische Verwertung in einer MVA statt.	1 %
NE- Gehalt des Abfalls	1,2 %		1 %
Anteil inert	33 %		8 %
Wirkungsgrad elektrisch	10 %		15 %
Wirkungsgrad thermisch	30 %		0 %
Kohlenstoffgehalt gesamt:	220,1 kg/t		234,1 kg/t
Anteil fossil	77,1 kg/t		65,6 kg/t
Anteil regenerativ	143 kg/t	168,5 kg/t	

6. Emissionsminderungspotenziale im Vergleich

Für die Emissionsminderungen ist die Höhe der Netto-Umweltwirkungen der einzelnen Szenarien entscheidend. Dabei werden die bewirkten und die vermiedenen klimaschädlichen Emissionen des jeweiligen Behandlungspfad gegeneinander aufgerechnet. In anderen Wertschöpfungsketten bewirkte Emissionsreduktionen wie beispielsweise die Sekundärmetallverarbeitung fließen in diese Betrachtung mit ein. Je geringer die Umweltbelastung des Szenarios bzw. je höher die Umweltentlastung ist, desto höher ist auch das Emissionsminderungspotenzial.

Derzeit werden in den CDM-Zielländern die meisten Abfälle ungeordnet und unbehandelt abgelagert, wodurch zweifellos hohe Umweltbelastungen entstehen. Daher wird dieser Entsorgungsweg als Base-

line, also als Referenzfall, gewählt. Durch den Vergleich zum Baseline-Szenario der gänzlich emittierenden Deponie ergeben sich aus den betrachteten Entsorgungswegen die jeweiligen Emissionsminderungspotenziale. Diese setzen sich aus den vermiedenen Emissionen, die durch die Deponierung der Abfälle entstanden wären, und den Netto-Umweltwirkungen der einzelnen Behandlungspfade zusammen.

Nachstehend werden die Emissionsminderungspotenziale für Deutschland und die Zielländer Tunesien und Serbien beurteilt.

Die folgenden Abbildungen fassen die Ergebnisse der ökobilanziellen Gegenüberstellung zusammen. Die vermiedenen CO₂e beziehen sich jeweils auf eine Tonne entsorgten Abfalls.

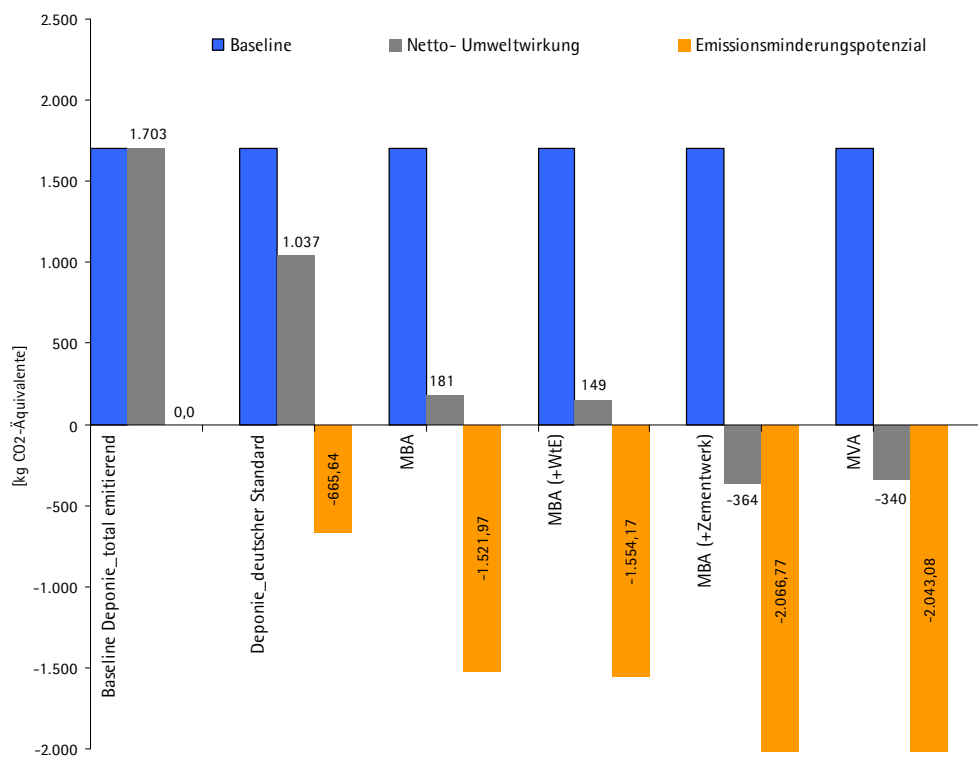


Abbildung 50: Emissionsminderungspotenziale der Entsorgungspfade für Deutschland

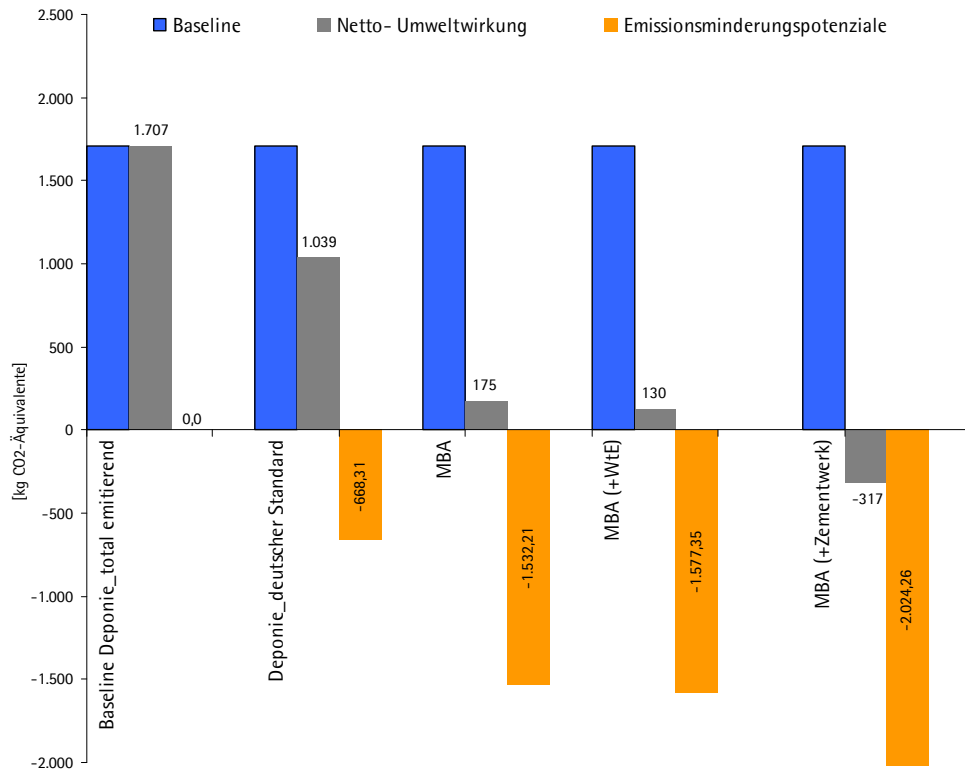


Abbildung 51: Emissionsminderungspotenziale der Entsorgungspfade für Tunesien

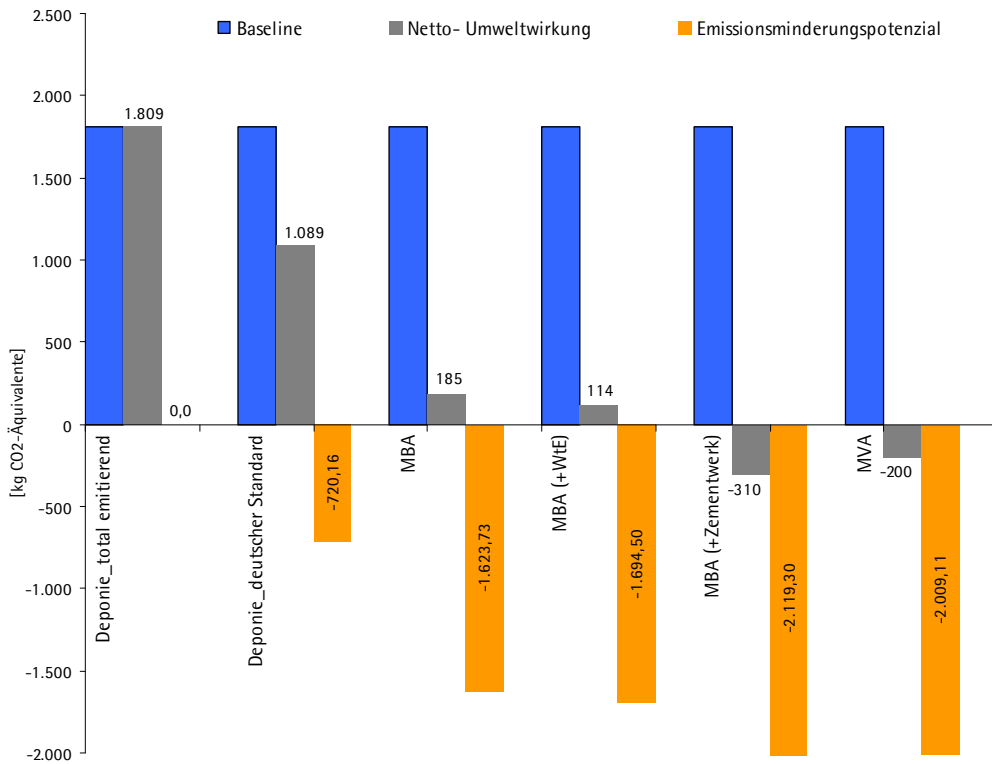


Abbildung 52: Emissionsminderungspotenziale der Entsorgungspfade für Serbien

In allen Szenarien zeigt sich bereits eine deutliche Verbesserung des Status quo beim Übergang von wilder Deponierung zur geordneten Deponierung. Besser fällt die THG-Bilanz jedoch für eine mechanisch-biologische Behandlungsanlage aus, der eine thermische Verwertung nachgeschaltet ist, wie in den Szenarien *MBA (+ WtE)*, *MBA_EBS* und *MBA (+ Zementwerk)*.

Auffallend ist die negative Umweltwirkung der energetisch verwertenden Behandlungspfade, die sich durch die direkte Substitution von Primärenergieträgern im Laufe der Behandlung ergeben.

Unterschiede in den einzelnen Szenarien liegen in regionalen Besonderheiten wie dem spezifischen Strommix, dem Primärenergieträgereinsatz und der Abfallzusammensetzung begründet.

Im Folgenden werden die Minderungspotenziale der jeweiligen Szenarien nach Ländern aufgelistet. Sie ergeben sich jeweils aus den Netto-Umweltwirkungen im Vergleich zu einer ungeordneten Deponie.

Für die Länder werden die Emissionsminderungspotenziale je Tonne Abfall im Folgenden ebenso auf die gesamte erfasste Abfallmenge des Jahres hochgerechnet, sodass sich die Emissionsminderung für die Abfälle eines Jahres ergibt.

Tabelle 43: Emissionsminderungen in den Zielländern im Szenario verglichen mit der Deponie_total emitierend

Land	Abfallmenge [t/a]	Emissionsminderungspotenzial in kg CO ₂ e/t Abfall	Emissionsminderungspotenzial in kg CO ₂ e
Deponie_deutscher Standard			
Tunesien	1.700.000	-668	1,14 × 10 ⁹
Serbien	2.200.000	-720	1,58 × 10 ⁹
MBA_EBS			
Tunesien	1.700.000	-1.532	2,6 × 10 ⁹
Serbien	2.200.000	-1.624	3,6 × 10 ⁹
MBA (+ WtE)			
Tunesien	1.700.000	-1.577	2,7 × 10 ⁹
Serbien	2.200.000	-1.695	3,7 × 10 ⁹
MBA(+Zementwerk)			
Tunesien	1.700.000	-2.024	3,4 × 10 ⁹
Serbien	2.200.000	-2.119	4,7 × 10 ⁹
MVA			
Tunesien	1.700.000	-	-
Serbien	2.200.000	-2.009	4,4 × 10 ⁹

Die hier abgebildeten Minderungspotenziale sind nicht zu verwechseln mit den Ergebnissen der jeweilig anzuwendenden UNFCCC-Methodik. Diese sehen einen zeitversetzten Bilanzierungsansatz vor, der eine

absolute Darstellung, wie sie hier abgebildet ist, nicht ohne Weiteres zulässt. Die ermittelten Zahlen geben Aufschluss darüber, wie die verschiedenen Behandlungspfade in Relation zueinander stehen und welchen Beitrag sie unter Klimaschutz Gesichtspunkten, die über den Rahmen von CDM hinausgehen, liefern können.

Anhang IV: Deponiegasentwicklungsprognosen als Grundlage für CDM-Projekte im Bereich der Abfallbehandlung

Tabelle 44: Überblick über den Inhalt von Anhang IV

Kurzzusammenfassung	
1.	Analyse und Bewertung des FOD-Modells des IPCC in seiner Anwendung im CDM
2.	Vergleich des FOD-Modells mit anderen anerkannten Deponiegasprognosemodellen
3.	Gegenüberstellung der Ergebnisse des FOD Modells mit Ergebnissen der Überwachung von real existierenden Hausmülldeponien

1. Klimarelevanz von Deponiegas

Der Abfallsektor, auf den sich diese Arbeit konzentriert, ist für die projektbasierten Mechanismen insofern interessant, als Emissionen des Abfallsektors für rund 8-12 % der von Entwicklungsländern emittierten Treibhausgase verantwortlich sind.

Dies liegt in einem Effekt begründet, der unter sauerstoffarmen Verhältnissen auftritt, der sogenannten anaeroben Gärung. Sie tritt auf einer Deponie ein, wenn Mikroorganismen beginnen, die organischen Bestandteile des Abfalls zu zersetzen. Ist Sauerstoff vorhanden, wird dieser rasch durch aerobe Bakterien bei der Zersetzung veratmet. Da neuer Sauerstoff durch den Deponiekörper nur sehr langsam diffundieren kann, kommt es bald zu einem sauerstofffreien, einem anaeroben, Milieu. Nun setzen sich anaerobe Bakterien durch. Sie produzieren durch ihren Stoffwechsel beim Zersetzen der Biomasse unter anderem Methan. Als Zwischenprodukt der biologischen Zersetzungskette kann zudem Wasserstoff entstehen, was auf Deponien zu akuter Explosionsgefahr führen kann.

Treten die so gebildeten Gase aus dem Deponiekörper aus, kommt es aufgrund von Schwefelwasserstoffspurenelementen und anderen Stoffen zu erheblicher Geruchsentwicklung und es gelangt Methan in die Atmosphäre. Dieses befördert aufgrund seiner starken Klimawirksamkeit mit dem CO₂-Äquivalenzfaktor 21 den Treibhauseffekt.

2. Annahmen zum Vergleich verschiedener Deponiegasprognosemodelle

Die Gasentwicklung auf Mülldeponien ist ein Problemfeld, das bereits seit mehreren Jahren Gegenstand der Forschung ist. Aufgrund des Blackbox-Charakters einer Deponie sind sowohl die exakte Prognose der Deponiegasentwicklung als auch die exakte Beweisführung zur Belegung dieser Modelle sehr problematisch. Daher sind jegliche Ergebnisse der vorgestellten Modelle lediglich als Näherung zu betrachten. Abschließend wird in diesem Kapitel ein Vergleich der Prognoseergebnisse mit den Messwerten einer versiegelten Deponie mit Deponiegaserfassung vorgenommen.

Ein erstes Berechnungsmodell zur Prognostizierung des zeitlichen Verlaufs der Deponiegasproduktion stellte Tabasaran bereits 1976 vor (Tabasaran, 1976). Seitdem haben sich zahlreiche andere Experten des Problems angenommen und sehr unterschiedliche Prognosemodelle erstellt. Von diesen sollen nun

verschiedene Modelle näher betrachtet und mit dem „First Order Decay Model“ (FOD-Modell) des IPCC verglichen werden.

Um eine repräsentative Vergleichbarkeit der Prognosemodelle zu schaffen, ist eine Vergleichsbasis für Abfallzusammensetzung und Klimaverhältnisse notwendig. Hierzu wird eine Ausgangssituation angenommen, die deutschen Verhältnissen gleicht. Konkret finden das Ergebnis einer Sortieranalyse von Restmüll aus repräsentativen deutschen Haushalten und allgemein zugängliche Daten zum deutschen Klima Verwendung.

Für die sich daraus ergebenden Abfallkategorien werden mit den Werten des IPCC der Anteil an biologisch abbaubarem Kohlenstoff (DOC_j „Degradable Organic Carbon“) sowie auch der Gesamtkohlenstoffgehalt TOC (Total Organic Carbon) bestimmt. Der TOC ergibt für die verwendete Zusammensetzung 182 kg/t und liegt damit an der oberen Grenze der Bandbreite bereits durchgeführter Abfallanalysen für deutschen Siedlungsmüll. Der TOC ist für das Weber- und Tabasaranmodell vonnöten, die über ihn mittels Korrekturfaktoren den biologisch verfügbaren Anteil des Gesamtkohlenstoffs bilden.

Gummi wird im FOD-Modell aufgrund seines sehr langsamen Abbauverhaltens für den Betrachtungszeitraum als nicht biologisch abbaubar angenommen, Gleiches gilt für Verbundmaterialien und Kunststoffe.

Verbundmaterialien sind nicht in den IPCC Guidelines enthalten. Da verschiedenste Verbundmaterialien im Umlauf sind und exakte Zahlen nicht zur Verfügung stehen, wird ihr Anteil daher pauschal mit jeweils einem Drittel der Papier- und Kunststofffraktion und jeweils einem Sechstel der Inert- und Holzfraktion angerechnet.

Tabelle 45: Abfallzusammensetzung (repräsentativ für Deutschland)

Kategorie	$W_{j,x}$ in %	DOC in % nach IPCC	TOC_{ges} in % nach IPCC
Holzabfälle	2,0	43	0,43
Papier	14,3	40	0,41
Küchenabfälle	20,4	15	0,15
Textilien	3,7	24	0,40
Gartenabfälle	27,8	20	0,20
Windeln	9,6	24	0,28
Leder	2,0	39	0,56
Inertes	11,4	0	0,03
Kunststoffe	8,5	0	0,75
Gummi	0,2	0	0,56

Die Verwendung einer deutschen Abfallzusammensetzung liegt darin begründet, dass die überwiegende Zahl der Prognosemodelle nicht für eine Verwendung in tropischen Verhältnissen entwickelt wurde. Ausnahmen bilden das Modell der US-amerikanischen Umweltbehörde (U.S. EPA), das, an verschiedene tropische Länder angepasst, zur Verfügung steht. Um auch das Modell der U.S. EPA mit dem FOD-

Modell vergleichen zu können, wird als gemeinsame Ausgangssituation das Land Honduras gewählt (vgl. hierzu Abschnitt 6).

Soweit nicht anders im Modell festgelegt, sind weitere Normparameter:

Das Treibhausgas-(THG)-Potenzial nach dem IPCC-Standardwert:

$$\text{GWP} = 21$$

Die Normdichte von Methan:

$$\rho_{\text{CH}_4} = 0,72 \text{ kg/m}^3$$

Der Methangehalt im Deponiegas in Volumenprozenten:

$$\sigma = 50 \%$$

Für die Berechnung von Treibhausgasemissionen aus Deponien sind international unterschiedliche Prognosemodelle bekannt. In dieser Arbeit werden die folgenden in zentralen Parametern miteinander und mit dem im CDM vorgeschriebenen First Order Decay Model (FOD--Modell) verglichen:

- Modell von Tabasaran und Rettenberger (1987)
- Modell von Weber (1990)
- US-EPA-Modell (2007)

3rd Das First Order Decay Model

1.3.1 Grundform

Das First Order Decay Model (FOD-Modell) betrachtet die Vorgänge innerhalb eines Deponiekörpers relativ differenziert. Es trennt nach Klimazonen sowie Abfallzusammensetzung bzw. nach langsam und schnell abbaubarem Material. Außerdem sieht es Faktoren zur Anpassung des Modells an örtliche Gegebenheiten vor. Entwickelt wurde es im Rahmen des IPCC-Projekts zur Ermittlung der globalen Treibhausgasemissionen. Mit den weiter wachsenden Strukturen und Bestimmungen des IPCC ist das Modell mittlerweile in zwei verschiedene Ebenen gestuft. Tier 1 lässt die Verwendung von Standardwerten zur Ermittlung von Kennwerten wie DOC_j zu, Tier 2 hingegen schreibt die Ermittlung von länderspezifischen Werten vor. Diese verschiedenen Abstufungen unterscheiden sich zudem noch in anderen Punkten, wie im Folgenden noch erläutert wird. Die jeweiligen Ebenen sind je nach Datenlage vor Ort anzuwenden; sind also ohne übermäßigen Aufwand regionale Werte beschaffbar, so sind diese den Standardwerten vorzuziehen.

Als Teil dieses Inventursystems der IPCC-Richtlinien zur nationalen Inventarisierung von Treibhausgasen dient das FOD-Modell als Werkzeug für alle Vertragsstaaten der Klimarahmenkonvention von 1992 zur jährlichen Inventarisierung ihrer Emissionen. Seine Etablierung innerhalb der UNO führte dazu, dass es in allen CDM-Methodiken mit Deponiegasbezug verbindliche Verwendung findet. Um nun eine Beurteilung der Ergebnisse des FOD-Modells zu ermöglichen, wird es im Folgenden mit anderen gängigen Modellen verglichen.

In seiner heutigen Form, wie in den IPCC-Richtlinien (IPCC, 2006) enthalten, ist es folgendermaßen aufgebaut:

$$\text{CH}_4\text{-emissions} = \left[\sum_x \text{CH}_4\text{generated}_{x,T} - R_T \right] \cdot (1 - \text{OX}) \quad (2)$$

CH₄-emissions = im Jahr T emittiertes CH₄

T = Bilanzjahr

x = Abfallkategorie (Holz, Kunststoffe etc.)

R_T = gesammeltes Methan im Jahr T in Gg (Gigagramm)

OX_T = Oxidationsfaktor im Jahre T, Anteil an im Deponiekörper oxidiertem Methan

Das FOD-Modell berücksichtigt neben der potenziellen Umwandlung von Methan in Kohlenstoffdioxid in Methanoxidationsschichten auch die Sammlung von Methan zur Abfackelung oder Elektrifizierung. Zudem wird berücksichtigt, dass durch Dränagen abgezogenes Methan die Oxidationsschichten nicht erreicht.

$$\text{DDOC}_m = W \cdot \text{DOC} \cdot \text{DOC}_f \cdot \text{MCF} \quad (3)$$

DDOC_m = Masse des unter anaeroben Verhältnissen tatsächlich zerfallenden biologisch abbaubaren organischen Kohlenstoffs in Gg

W_j = deponierte Abfallmenge der jeweiligen Abfallkategorie in Gg

DOC_j = abbaubarer Kohlenstoff im Jahr der Deponierung in Gg C/Gg Abfall

DOC_f = Anteil des biologisch abbaubaren Kohlenstoffs der unter anaeroben Verhältnissen zerfällt, IPCC-Standardwert = 0,5

MCF = Methankorrekturfaktor zur Berücksichtigung unterschiedlicher Deponiekörper, IPCC-Standardwert = 0,4 - 1,0

Diese Gleichung stellt den unter anaeroben Bedingungen biologisch verfügbaren Anteil an Kohlenstoff des eingesetzten Abfalls W_j dar. Der Abfall W_j der Kategorie j wird mit dem für die jeweilige Abfallkategorie vorgesehenen DOC_j verrechnet. Der DOC_j selbst lässt sich je nach anzuwendender Berechnungsstufe mit IPCC-Standardwerten festlegen oder muss durch den Anwender länderspezifisch ermittelt werden.

Der das Methanaufkommen massiv beeinflussende Faktor DOC_f ist im CDM-Referenzfall-Berechnungstool mit 0,5 angegeben. Dies halbiert die Referenzfallemissionen eines Deponiegasvermeidungsprojekts und steht daher aufseiten der Projektentwickler immer wieder in der Diskussion. Der Methankorrekturfaktor MCF ist je nach zu bilanzierender Deponie zu wählen. Er berücksichtigt die unterschiedlichen Belüftungsverhältnisse, die in Deponien verschiedenen Aufbaus vorherrschen, und beeinflusst damit die hypothetische Methanbildung maßgeblich.

$$\text{DDOC}_{\text{maT}} = \text{DDOCmd}_T + (\text{DDOCma}_{T-1} \cdot e^{-k}) \quad (4)$$

$$\text{DDOC}_{\text{m decompT}} = \text{DDOCma}_T \cdot (1 - e^{-k}) \quad (5)$$

$$k = \ln(2) / t_{1/2} \quad (6)$$

$DDOC_{maT}$	= am Ende des Jahres T im Deponiekörper angesammelter DDOC in Gg
$DDOC_{maT-1}$	= am Ende des Jahres T-1 im Deponiekörper angesammelter DDOC in Gg
$DDOC_{mdT}$	= im Jahr T im Deponiekörper befindliche Menge DDOC in Gg
$DDOC_{m\ dec.T}$	= im Jahr T in der Deponie verfaulte Menge DDOC in Gg
k_j	= jährlicher Zerfallskoeffizient in a^{-1}
$t_{1/2}$	= Halbwertszeit des Abfalls

Das FOD-Modell macht keinen Unterschied zwischen frisch deponiertem und schon längere Zeit auf der Deponie befindlichem Abfall. Ausschlaggebend ist in jedem Moment des Betrachtungszeitraums die gerade auf der Deponie befindliche Menge an Kohlenstoff, die unter den gegebenen Bedingungen anaerob abgebaut werden kann.

Der Zerfallskoeffizient k ist aus einer Palette von k_j -Werten auszuwählen. Die zu wählende Sparte gibt die betrachtete Abfallart sowie einen aus meteorologischen Größen gebildeten Parameter vor. Dieser Parameter teilt in tropisch feucht/trocken bzw. boreal feucht/trocken ein.

Die Trennung in die Kategorien „boreal/gemäßigt“ und „tropisch“ erfolgt über die mittlere Jahrestemperatur von 20°C. Die geografische Klimazone der Subtropen stellt mit einer mittleren Jahrestemperatur von mehr als 20°C den Beginn der Kategorie „tropisch“ dar. Die Bildung der Unterkategorien „feucht“ beziehungsweise „trocken“ erfolgt im borealen Bereich über den Quotienten aus mittlerem Jahresniederschlag und der jährlichen potenziellen Evaporation, während in der tropischen Kategorie die Trenngrenze bei einem mittleren Jahresniederschlag von 1000 mm liegt.

Diese Einteilung gilt, wenngleich in den Quellen nicht eindeutig definiert, mutmaßlich auch für den DOC_j , der in feuchten Klimazonen maßgeblich kleiner wird. Denn das Modell beinhaltet die Annahme, dass in der feuchten Kategorie der Wasseranteil des angelieferten Abfalls durch Niederschläge größer ist als in trockenen Zonen.

Die Klimakategorien selbst machen sich dagegen lediglich in der veränderten Halbwertszeit bemerkbar (siehe Abbildung 53).

$$CH_{4\ generatedT} = DDOC_{m\ decomp_T} \cdot F \cdot 16/12 \quad (7)$$

$CH_{4\ gener.T}$ = Masse an durch anaeroben Abbau entstandenem Methan

F = Methangehalt im Gesamtvolumen des Deponiegases

16/12 = Molekulargewichtsquotient CH_4/C

Die Berechnung des Methangehalts erfolgt direkt über die molaren Massen. Dies kann als vergleichsweise präzise betrachtet werden, da druck- und temperaturabhängige Größen wie beispielsweise die Dichte, die in anderen Modellen Verwendung finden, fehlen.

1.3.2 Das FOD-Modell in der CDM-Anwendung

$$BE_{CH_4,SWDSy} = \varphi \cdot (1-f) \cdot GWP_{CH_4} \cdot (1-OX) \cdot \frac{16}{12} \cdot F \cdot DOC_f \cdot MCF \cdot \sum_{x=1}^y \sum_j W_{j,x} \cdot DOC_j \cdot e^{-k_j \cdot (y-x)} \cdot (1 - e^{-k_j}) \quad (8)$$

$BE_{CH_4,SWDSy}$ = emittierte Methanmenge in tCO₂e

φ = Modellkorrekturfaktor, Wert = 0,9

x = laufender Parameter für das jeweilige Jahr im bilanzierten Zeitraum

y = Bilanzierungsjahr

Diese Form des FOD-Modells findet in den Methodiken der CDM-Projekte Anwendung. Um eine möglichst konservative Aussage über die Baseline zu treffen, schreibt das Modell den Korrekturparameter φ vor.

„Konservativ“ bedeutet ein aus Sicht des Projektentwicklers eher negatives Ergebnis, um der Anrechnung von nicht real erfolgten Emissionsreduktionen vorzubeugen. Die variablen Parameter werden so gesetzt, dass sie im Referenzfall möglichst geringe und in den Projektaktivitäten wiederum möglichst hohe Emissionen zur Folge haben. Konservatives Vorgehen entspricht den Grundsätzen des CDM-Methodik-Ausschusses. Grundsatzentscheidungen werden im Zweifel möglichst konservativ getroffen, um zu verhindern, dass mehr Emissionszertifikate generiert werden, als der Markt braucht, sowie um zu vermeiden, dass nicht erfolgte, aber dennoch anerkannte Reduktionen die Wirksamkeit der projektbasierten Mechanismen verwässern.

Als Konsequenz werden Abfallarten, die durch das FOD-Modell keiner Sparte zuzuordnen sind, pauschal in die konservativ naheliegendste Sparte eingeordnet. Asche aus der EBS-Verbrennung ist dadurch nicht als Inertstoff zu werten, sondern für den Fall ihrer Deponierung beispielsweise als Holzabfall in die Bilanz mit einzubeziehen.

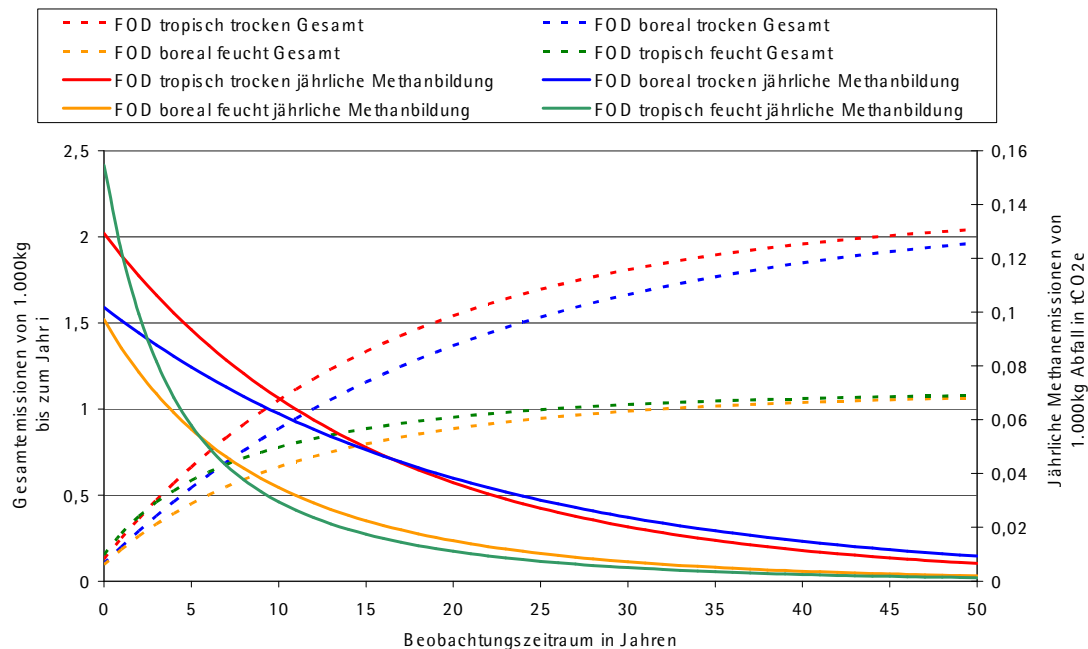


Abbildung 53: Vergleich der verschiedenen Klimakategorien des FOD-Modells

Zur Veranschaulichung der Auswirkungen der Klimakategorien ist in Abbildung 53 der Verlauf sowohl für die feuchte als auch für die trockene Abfallkategorie für beide Klimazonen mit einer gleich bleibenden Abfallzusammensetzung berechnet.

1.3.3 Bewertung des FOD-Modells

In Form von Tier 1 findet das FOD-Modell unter anderem Anwendung im Referenzfall-Berechnungstool zur Methanentwicklung in Deponien sowie in CDM-Methodiken. Hier wird es zudem noch um weitere Korrekturfaktoren ergänzt.

Mögliche Lösungsansätze zum Erreichen der relativ hohen geforderten statistischen Signifikanz eines 95-%-Vertrauensintervalls bei 20 % maximaler Unsicherheit werden im Leitfaden in Abschnitt 4.5.4 diskutiert.

Problematisch für die Anwendung im CDM-Bereich ist zusätzlich die Unvollständigkeit der IPCC-Standardabfallkategorien. Dies liegt darin begründet, dass das FOD-Modell ursprünglich nicht für den Einsatz in CDM-Methodiken gedacht war. Die Emissionsprognosen sind somit stark von örtlichen Gegebenheiten abhängig. Ungünstig bei der Projektentwicklung wirkt sich die konservative Baseline aus, da weniger Zertifikate bei der Berechnung von Investitionsvolumina berücksichtigt werden können.

Seit Februar 2006 schreibt das UNFCCC vor, ausschließlich Tier 2 zur Ermittlung der Methanentwicklung zu verwenden. Dies wird durch den Umstand begründet, dass nach Tier 1, dem das Zeitglied fehlt, die gesamte Methanmenge im Jahr der Deponierung anzurechnen ist. Dies entspricht nicht dem Grundgedanken der Konservativität des UNFCCC. In den Augen des CDM Executive Board ist keinesfalls gewährleistet, dass eine Deponie die kommenden Jahrzehnte überdauert, da rein theoretisch ein Rückbau zur Rückgewinnung der eingelagerten Wertstoffe denkbar ist, wenngleich derlei Beispiele in der Realität noch fehlen.

Die Auswirkungen dieser Entscheidung gestalten sich folgendermaßen: Mit Anwendung von Tier 2 folgt die Zertifikatsvergabe nun dem errechneten Emissionsverlauf einer hypothetischen, in Betrieb befindlichen Beispieldeponie über die Jahre, die vermiedene Deponiegasmenge wird also zeitversetzt angerechnet. Bis 2006 erfolgte die Erteilung der Zertifikate bei erfolgter Vermeidung, wie zum Beispiel bei der Verbrennung. Nun erfolgt sie zum Zeitpunkt der prognostizierten Deponiegasemission, berechnet für den Fall, dass der Abfall nicht behandelt worden wäre.

Die zeitabhängige Zertifikatsausgabe hat sich sehr ungünstig auf die Amortisationszeit von CDM-Projekten ausgewirkt.

Zur Veranschaulichung eignet sich die Betrachtung der Jahresemissionskurve. In Summe werden durch die Inertisierung von einer Tonne Referenzabfall dem Rechenmodell zufolge im boreal feuchten Szenario insgesamt 1.065 kgCO₂e vermieden. Annähernd wird dieser Wert allerdings erst nach 50 Jahren erreicht. Der Kreditierungszeitraum für ein CDM-Projekt hingegen beträgt entweder einmalig zehn Jahre oder aber dreimal sieben, also insgesamt 21 Jahre. Nach zehn Jahren sind allerdings erst 663 kgCO₂e angefallen, nach 21 Jahren erst 900 kgCO₂e.

Für die im Jahr 1 der Projektaktivität behandelte Tonne Abfall wurden also früher nach erfolgter Behandlung Rechte für 1.065 kgCO₂e im selben Jahr erteilt. Nun wird über die gesamte Projektlaufzeit jährlich die im jeweiligen Jahr entstehende Menge CO₂e ausgeteilt. Das heißt im ersten Jahr 97,2 kgCO₂e, im zweiten 86,7 kgCO₂e und im dritten 77,7 kg CO₂e.

Der Erlös aus dem Verkauf von CO₂-Emissionsrechten nach Tier 2 beträgt somit im ersten Jahr nur 9,1 % der zuvor nach Tier 1 erteilten Emissionsrechte. Auch über eine Laufzeit von zehn Jahren kalkuliert sind nach Tier 2 erst 62,3 % der nach Tier 1 ausgegebenen Emissionsrechte erteilt worden. Dies schmälert die Bedeutung von handelbaren Emissionsrechten zur Anstoßfinanzierung möglicher CDM-Projekte im Abfallbereich maßgeblich.

Tabelle 46: Erzielbare Emissionsreduktionen verglichen

Bilanzierungszeitraum in Jahren	Einsparung in tCO ₂ e / t inertisiertem Abfall	Bis zum jeweiligen Jahr emittierte Teilmenge in %
7	0,540	50,7
10	0,660	62,0
14	0,780	73,0
21	0,900	85,0
50	1,070	100,0

4. Das Modell nach Tabasaran

Das Modell von Tabasaran nimmt als Modellvorstellung die Abbauprozesse eines Klärschlammreaktors im mesophilen Bereich an und passt dieses idealisierte System über die Temperatur im Deponiekörper und andere Korrekturfaktoren an die Bedingungen auf einer Deponie an. Der vorgesehene Temperaturbereich des Klärschlammmodells liegt hierbei laut Autor bei 10–30 °C.

Tabasaran entwickelt sein Modell, wie aus den Quellen hervorgeht, ständig weiter. In einer Veröffentlichung von 1982 sind bereits maßgebliche Änderungen erfolgt, die im Folgenden erläutert werden sollen. So auch die jüngste Veröffentlichung gemeinsam mit Prof. Rettenberger. Alle drei Varianten werden einander in diesem Kapitel gegenübergestellt, darauf folgend wird bei dem Vergleich mit anderen Deponiegasbildungsmodellen nur die aktuellste Variante verwendet. Der Vergleich der älteren Modelle soll lediglich die Entwicklung aufzeigen, die ein solches Konstrukt mit der Zeit durchlebt.

$$G_L = 1,868 \text{ m}^3\text{n/kg C} \cdot \text{TOC}_{\text{abb}} \cdot (0,014 \text{ °C}^{-1} \cdot T + 0,28) \quad (9)$$

G_L = gesamte bildbare Gasmenge in m^3/t feuchtem Restmüll

TOC_{abb} = Gesamtgehalt an abbaubarem Kohlenstoff
 = 200 kgC/t Abfall laut Tabasaran
 = 170 kgC/t Abfall laut Tabasaran und Rettenberger

T = 15 °C – 1982 von Tabasaran festgelegte Temperatur innerhalb des Deponiekörpers
 = 30–35 °C – 1987 von Tabasaran und Rettenberger neu gesetzter Temperaturwert

Der Faktor 1,868 bildet, dem Gesetz der idealen Gase folgend, die bei kompletter Umsetzung von 1 kg organischem Kohlenstoff entstehende Gasmenge. Der Sachverhalt, dass die entstehenden Gase keine idealen Gase sind, wird von Tabasaran vernachlässigt. Würde man statt des idealen Molvolumens (22,4 $\text{m}^3\text{n/kmol}$) die Molvolumina der realen Gase (22,263 $\text{m}^3\text{n/kmol}$ für CO_2 und 22,381 $\text{m}^3\text{n/kmol}$ für CH_4) ansetzen, ergäbe sich ein Umrechnungsfaktor von 1,859 $\text{m}^3\text{n/kg C}$. Das Temperaturglied verändert das Gesamtergebnis negativ. Es gibt dem Autor zufolge wieder, wie statt der Umwandlung von Kohlenstoff zu Gas eine Assimilierung zu Biomasse erfolgt.

Im Weiteren ist im Tabasaranmodell ein Glied vorgesehen, das die Freisetzung des Gases über die Zeit beschreibt:

$$G_t = G_L \cdot (1 - 10^{-(k \cdot t)}) \quad \text{bzw.} \quad G_t = G_L \cdot (1 - e^{(-0,07 \cdot t)}) \quad (10)$$

G_t = bis zum Jahr t gebildete Deponiegasmenge in m^3 pro Tonne Frischabfall

t = Jahre seit Einlagerungsbeginn

In diesem Zusammenhang ist erwähnenswert, dass Prof. Tabasaran 1976 die Gleichungen (8) und (9) auf exponentieller Basis mit einem Reaktionskoeffizienten von $k = 0,07$ ansetzte, in einer späteren Veröffentlichung, 1982, sind sie allerdings auf eine logarithmische Basis umgestellt.

$$k = \log(2)/T_{1/2} \quad (11)$$

k = Reaktionskoeffizient gebildet über die Halbwertszeit in a^{-1}
 = 0,03 laut Tabasaran
 = 0,025 bis 0,05 laut Tabasaran und Rettenberger

$T_{1/2}$ = Halbwertszeit organischer Siedlungsabfälle

Nach Tabasarans Veröffentlichung von 1982 sind nach 20 Jahren 75 % der Deponiegasendmenge entstanden. Er verwendet einen k -Faktor von pauschalen $0,03 a^{-1}$. Der Zerfallskoeffizient steht in Verbindung mit der Geschwindigkeit der Gasfreisetzung. Langsam zerfallende Abfälle (z. B. Leder und Holz) bzw. sehr schnell zerfallende Abfälle (z. B. Küchenabfälle) können jedoch, je nach Massenverteilung, die Halbwertszeit sehr stark beeinflussen. Dies lässt sich aufgrund der Pauschalisierung der Abbaugeschwindigkeiten nicht berücksichtigen.

In seiner jüngsten Form, dem Modell von Tabasaran und Rettenberger, findet dieses Gleichungssystem weiterhin in der Praxis Verwendung. Beispielsweise verwendet das bifa Umweltinstitut eine leicht modifizierte Variante, welche die resultierenden Gasmengen pauschal um 25 % kürzt, auf der Annahme fußend, dass nur etwa 75 % des vorhandenen organischen Kohlenstoffs, gemessen als TOC, tatsächlich durch die Aktivität von Mikroorganismen umgewandelt werden.

Tabasaran und Rettenberger sehen keine standardisierte Umrechnung von m^3 Deponiegas in kg Methan vor. Zur Erstellung von Abbildung 54 wurden daher gemäß Abschnitt 2 die Normdichte von Methan, $0,72 \text{ kg/m}^3$, sowie ein Methangehalt im Deponiegas von 50 % angenommen. Zudem kamen Werte des vom österreichischen Umweltministerium verwendeten Tabasaran-und-Rettenberger-Modells zum Einsatz, das bereits die standardisierte Umrechnung von m^3 Deponiegas in kg Methan vorsieht.

$$CH_4 = G_T \cdot (1 - j) \cdot 0,55 \cdot (1 - v) \cdot \rho_{CH_4} \quad (12)$$

j = erfasstes Deponiegas

0,55 = Volumenanteil von Methan im Deponiegas

v = Methanoxidationsfaktor

CH_4 = Dichte von Methan bei 30°C

Der Wert für den Volumenanteil kann als relativ konservativ betrachtet werden, wenn auch optimistischer als der von der IPCC verwendete (0,5).

Der Methanoxidationsfaktor v ist als Korrekturfaktor vorgesehen. Ein fester Wert ist ihm vom österreichischen Umweltministerium allerdings nicht gegeben. Somit ist er von Fall zu Fall festzulegen.

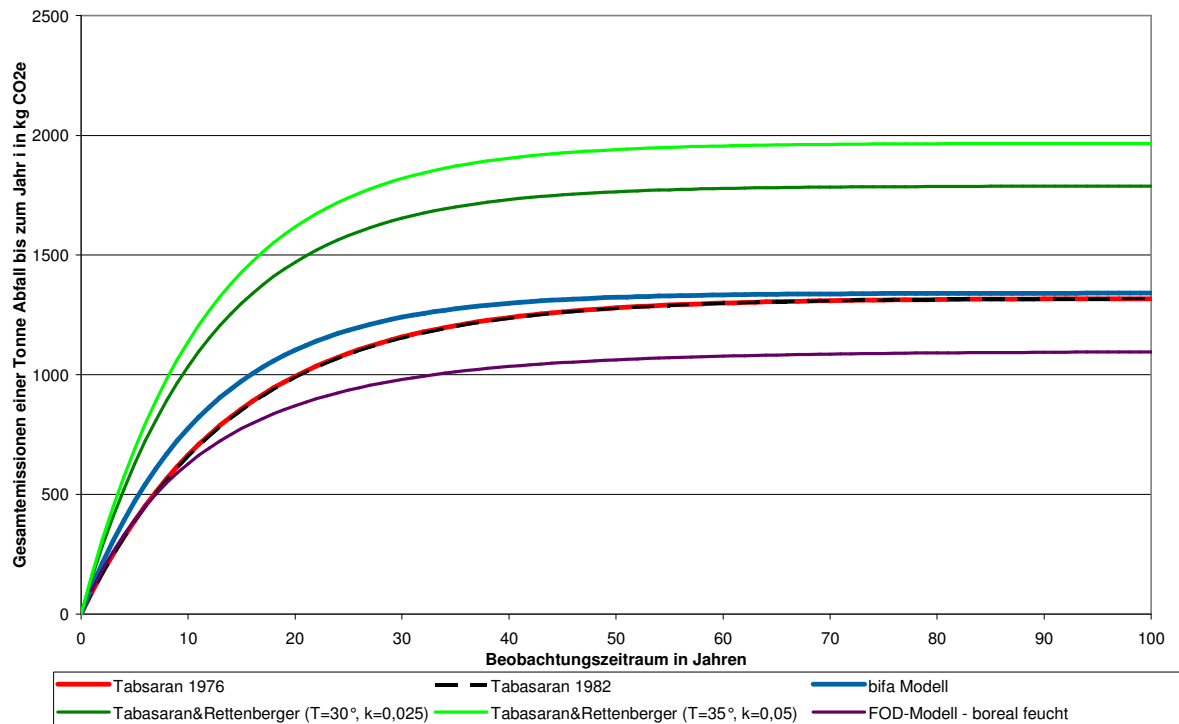


Abbildung 54: Modelle nach Tabasaran im Vergleich mit dem FOD-Modell

Die Veröffentlichung des Modells von Tabasaran und Rettenberger im Müllhandbuch wurde im Mai 2005 vom Erich Schmidt Verlag zurückgenommen, da seitens der Autoren keine Aktualisierung vorgesehen ist. Es hat sich allerdings zwischenzeitlich in der Fachliteratur über Zitierung und Weiterverwendung so etabliert, dass seine Bedeutung auch weiterhin erhalten bleibt.

In Abbildung 54 sind zum Vergleich die beschriebenen Varianten des Modells nach Tabasaran illustriert.

Die Berücksichtigung der Deponiekörpertemperatur führt zu sehr unterschiedlichen Emissionsmengen. Die vergleichsweise geringe Menge an Korrekturfaktoren ergibt Ergebnisse, die durchaus mit dem weit- aus jüngeren FOD-Modell vergleichbar sind. Aus diesem Grund findet es in deutschen Ökobilanzen auch weiterhin Verwendung.

Auffallend ist der fast deckungsgleiche Verlauf des boreal feuchtes FOD-Modells und des Tabasaran-Modells mit dem Temperaturwert von 1976. Der konservative Ansatz des CDM Methodology Panels wird hier sehr deutlich. Während also Tabasaran 1976 sein Modell so einstellte, dass es dem jüngeren FOD-Modell annähernd entspricht, hat sich in der Praxis eine Abwandlung durchgesetzt, die mit der Approximation an 1,61 tCO₂e/t Abfall die ebenfalls zeitgenössische Prognose des IPCC, die bei 1,09 tCO₂e/t Abfall liegt, um 47 % übertrifft.

Wenngleich allen Modellen diverse Korrekturfaktoren gemein sind, kann man bezüglich des Korrektur- elements des Modells nach Tabasaran anmerken, dass eine temperaturbezogene Berechnung schwer begründbar ist. Dem Argument des verstärkten Aufbaus von Biomasse bei geringeren Temperaturen ist entgegenzusetzen, dass ein solcher Effekt zwar kurzfristig zu beobachten sein kann, langfristig allerdings die Biomasse nach dem Abbau des Nährsubstrats anfangen wird, sich selbst zu zersetzen, sodass unterm Strich immer dieselbe Menge an Gas frei werden wird. Die Temperatur begrenzt also mitnich-

ten das Gasbildungspotenzial, sie verringert lediglich die Geschwindigkeit des Abbaus der vorhandenen Nährstoffe.

Nichtsdestotrotz sind alle in dieser Arbeit diskutierten Modelle mit mehr oder weniger beliebig gesetzten Korrekturfaktoren versehen, während die Verhältnisse realer Deponien weiterhin unbekannt sind.

5. Das Modell nach Weber

Das Modell Webers fällt durch seine zahlreichen Korrekturparameter auf. Grundsätzlich dem Modell Tabasaran ähnelnd, berücksichtigt es jedoch andere Minderungsfaktoren der Gasbildung.

$$Q_{a,t} = 1,868 \cdot M \cdot TC \cdot f_{a0} \cdot f_a \cdot f_o \cdot f_s \cdot k \cdot e^{-k \cdot t} \quad (13)$$

$Q_{a,t}$ = maximal zu erwartende produzierte Deponiegasmenge

t = Jahr der Bilanzierung

TC = organischer Kohlenstoffgehalt des Abfalls

k = Zerfallskoeffizient

f_{a0} = Anfangszeitfaktor
(0,95 [-] für Kippkantenbetrieb; 0,8 [-] für Dünnschichteinbau)

f_a = Abbaufaktor = 0,7

f_o = Optimierungsfaktor (0,7 für Deponiebedingungen – 1,0 im Labor)

f_s = systembedingter Fassungsgrad

M = Masse an Siedlungsabfall

Zunächst distanziert sich Weber von Tabasarans Beschreibung eines Deponiekörpers über das Modell eines Klärschlammreaktors. Er folgt der im vorigen Kapitel angemerkten Kritik, dass die von Tabasaran mindernd berücksichtigte Assimilation von Kohlenstoff im Deponiekörper durch Autolyse, der Selbstzersetzung der Bakterien, wieder rückgängig gemacht werde.

Die Erfahrung zeigt jedoch, dass der Ansatz über die ideale Gasgleichung ohne Minderungsfaktoren überhöhte Prognosenergebnisse produziert. Deshalb sucht Weber nach anderen Störfaktoren im Deponiekörper und führt die im Folgenden beschriebenen Parameter ein.

So berücksichtigt der Anfangszeitfaktor f_{a0} die Gasverluste im ersten halben Jahr nach erfolgter Ablagerung durch anfängliche aerobe Umsetzung. Hintergrund ist der Einbauvorgang in der Deponie und die damit verbundene unvollständige Versiegelung, aufgrund derer es zur Belüftung der Abfallmiere kommt.

f_a wiederum beschreibt das Verhältnis von unter optimalen Bedingungen biologisch umsetzbarem zum gesamten Kohlenstoffgehalt (ca. 30 % des TC sind für biochemische Umsetzung nicht zugänglich, z. B. Lignin und Kunststoffe).

Das Verhältnis von unter praktischen Deponiebedingungen umgesetztem Kohlenstoff zu den idealen Laborreaktorbedingungen gibt der Optimierungsfaktor f_o wieder. Unter anderem können dies ein suboptimal verlaufender anaerober Abbau in der Deponie wegen örtlich begrenzter trockener Nester, die

Hemmung durch bestimmte Stoffe und die Unterversorgung mit Nährsalzen und Spurenelementen sein.

f_5 beschreibt das Verhältnis der unter Deponiebedingungen in Abhängigkeit von Entgasungssystem und Abdichtung erfassbaren Gasmenge zur tatsächlich produzierten Gasmenge. Eine vollständige Erfassung ist in der Praxis unrealistisch. Für sehr gute Erfassungssysteme mit Oberflächenabdichtung des Deponiekörpers können nach Einschätzung des Autors maximal 60–70 % angesetzt werden. Dieser Faktor spielt allerdings in *Abbildung 55* keine Rolle, da das sich bildende Methan und nicht der erfassbare Anteil von Interesse ist. Er wird daher hier auf 1 gesetzt.

Im Gegensatz zum Modell nach Tabasaran berücksichtigt Weber die Temperatur im Deponiekörper nicht als eine die biologische Aktivität beeinflussende Größe, wenngleich er ebenso die entstehende Gasmenge aus dem Gesetz der idealen Gase ableitet.

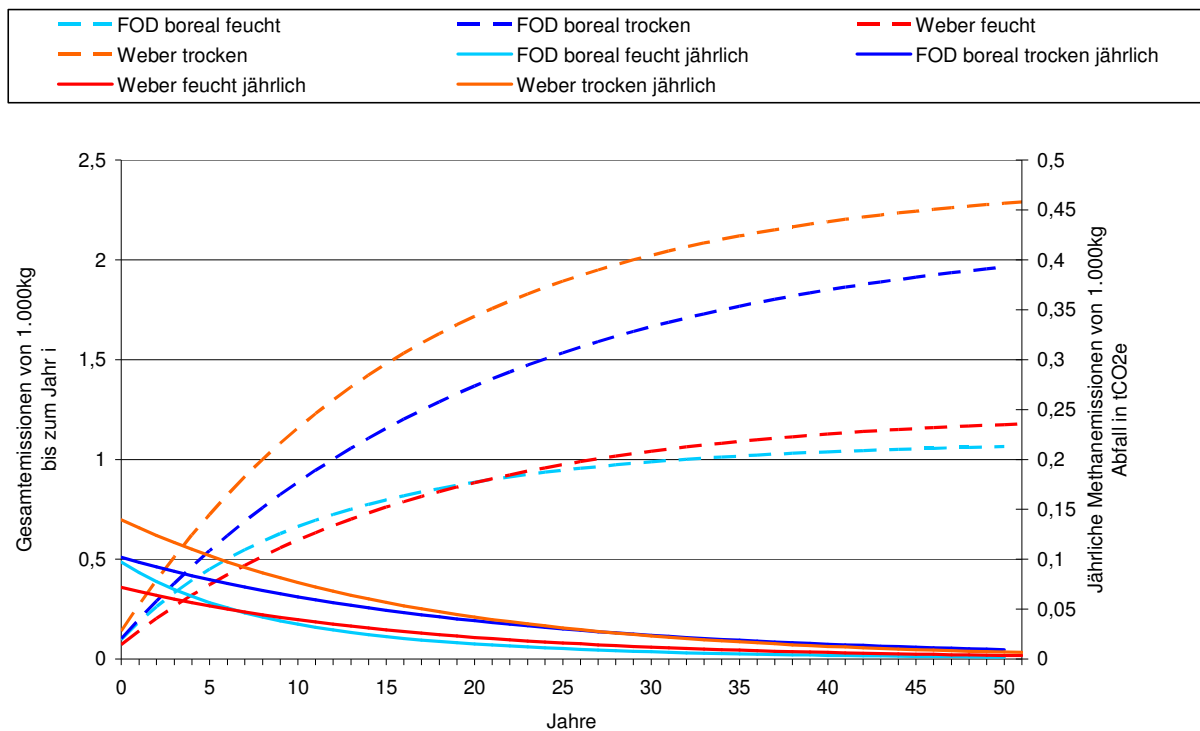


Abbildung 55: Das Webersche Modell im Vergleich zum FOD-Modell

Im Vergleich aus *Abbildung 55* wird ersichtlich, dass Weber optimistischer kalkuliert als das IPCC. Trotz zahlreicher Korrektur- und Minderungsfaktoren sind seine Ergebnisse höher als die des FOD-Modells. In einem auf Deutschland bezogenen Vergleich des „boreal feuchten“ FOD-Modells und „Weber-feucht“ ergibt sich für Weber ein um 10 % höheres Endergebnis mit der Approximation gegen 1,22 tCO₂e/t Abfall, dem 1,09 tCO₂e/t Abfall für das FOD-Modell gegenüberstehen (Betrachtungszeitraum 100 Jahre).

6. Das US-EPA-Modell für Zentralamerika

$$Q_m = \sum_{i=1}^n \sum_{j=0,1}^1 2 \cdot k \cdot L_0 \cdot (M_i / 10) \cdot (e^{k \cdot t_{ij}}) \quad (14)$$

Q_m	= maximal zu erwartende produzierte Deponiegasmenge
i	= Jahr des Bilanzierungsanfangs
n	= Jahr des Endes der Bilanzierung
j	= Zeitintervall in Jahren
k	= Zerfallskoeffizient
L_0	= maximale Methanbildung pro Tonne Abfall
M_i	= Masse an Siedlungsabfall
t_{ij}	= Alter der j -ten Müllsektion, die im i -ten Jahr deponiert wurde

Das US-EPA-Modell stellt eine recht moderne Berechnungsalternative zum FOD-Modell dar. Seine Parameter sind regionalen Gegebenheiten angepasst. Es ist daher nur auf bestimmte Weltregionen anwendbar. Sämtliche Randbedingungen sind der Wahl des Landes angepasst, soweit dieses bereits im Katalog der U.S. EPA enthalten ist.

Um eine Vergleichbarkeit mit den anderen diskutierten Modellen zu gewährleisten, muss das zuvor verwendete Szenario verändert werden. Mit Honduras ist jedoch ein Land im US-EPA-Katalog, das sich ebenfalls gut zur Anwendung im FOD-Modell eignet. Zur Anwendung kommen die Kategorie „tropisch feucht“ und die Standardwerte der Müllzusammensetzung der IPCC-Richtlinien für Zentralamerika. Interessanterweise hat sich die U.S. EPA bei der Anpassung ihres Modells an den IPCC-Richtlinien orientiert, auf die in den Quellen offen verwiesen wird. Man bedient sich hier der vom IPCC getroffenen Grobklassifizierung von Deponien. Die eigentliche Gasentwicklung wird hingegen weiter mit dem eigenen Algorithmus kalkuliert.

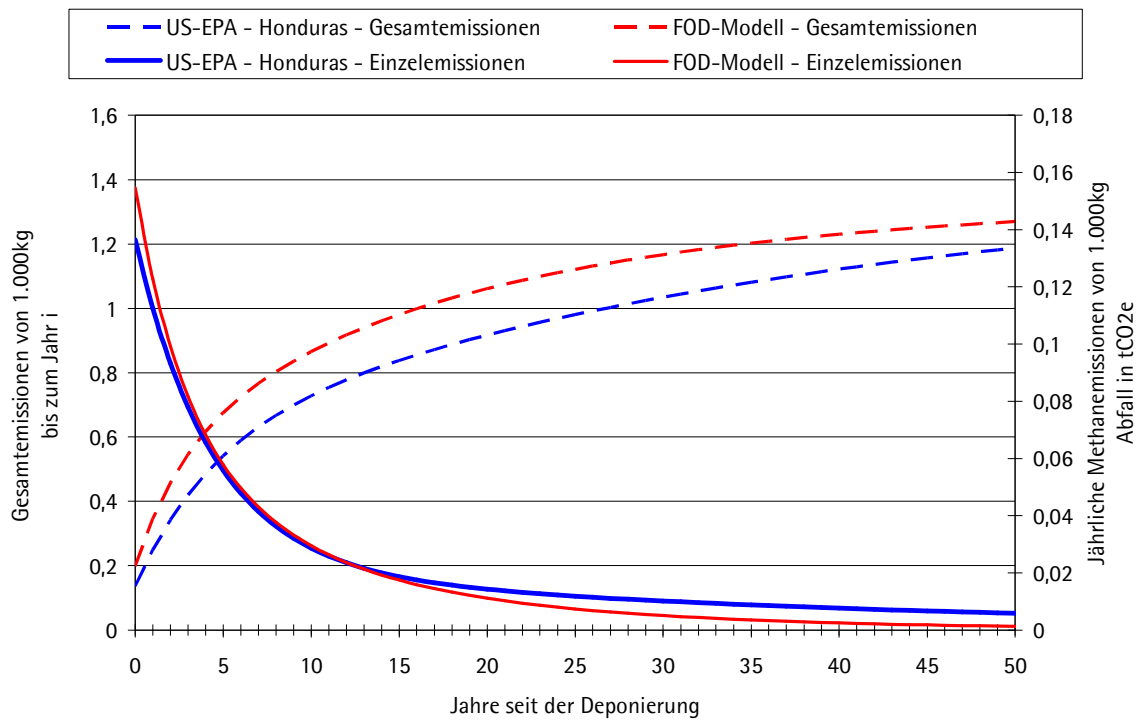


Abbildung 56: Das U.S. EPA Modell im Vergleich zum FOD-Modell

Der in Abbildung 56 abgebildete Vergleich findet auf Basis der Honduras-Daten des U.S. EPA Modells statt. Auffallend ist, dass das Modell der U.S. EPA einen konservativeren Ansatz hat als das FOD-Modell, was eine echte Seltenheit, auch im Vergleich mit anderen hier nicht aufgeführten Modellen, darstellt. Es approximiert gegen 1,3 tCO₂e, während das Modell der IPCC gegen 1,35 tCO₂e geht.

7. Vergleich des FOD-Modells mit den Emissionsverläufen einer real existierenden Deponie

Eine Befragung eines Deponieentgasungsanlagenbetreibers ergab, dass mit Gaserfassungssystemen nachweisbare Gasmengen für gewöhnlich weit hinter den prognostizierten zurückbleiben. Dies kann vielerlei Gründe haben, wie Kaminzugeffekte im Deponiekörper und Undichtigkeiten des Deponiekörpers. Ein Vergleich kann daher und auch aufgrund von Unkenntnis der auf der Deponie eingelagerten Stoffe und deren Alter nur qualitativ erfolgen. Verglichen werden nun die nach FOD-Modell weiterhin auftretenden Restgasmengen einer Deponie und die Messergebnisse des Gasstroms einer realen Entgasungsanlage auf der Deponie Asbach, für beide Fälle beginnend direkt nach Ende der Einlagerung.

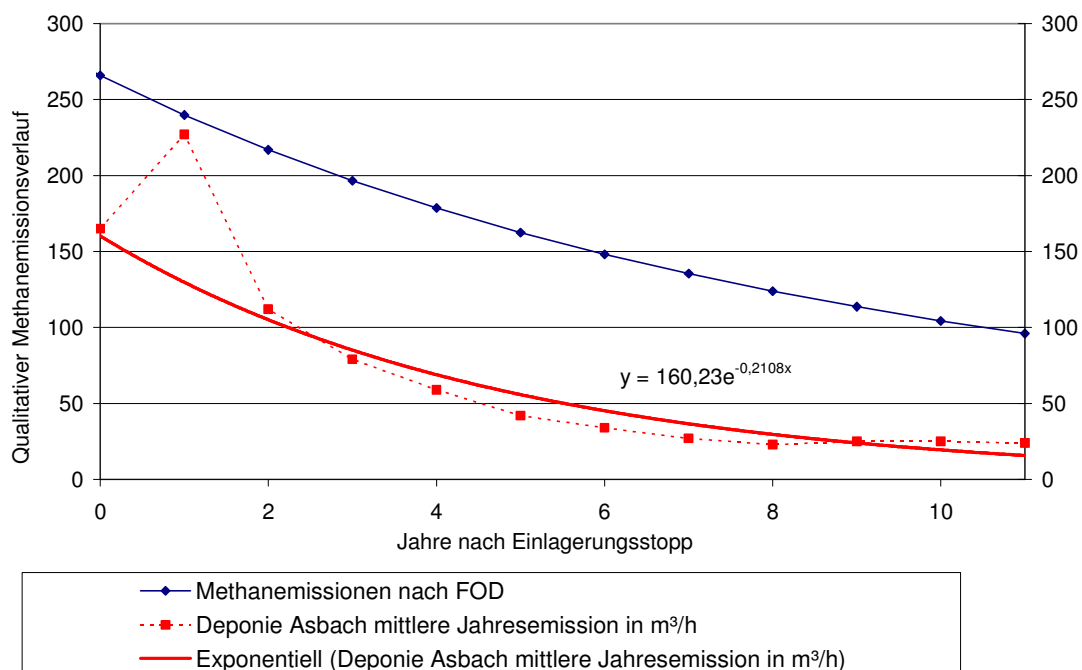


Abbildung 57: Gegenüberstellung der Ergebnisse des FOD-Modells mit Messungen auf einer realen Deponie

Der direkte Vergleich in Abbildung 57 ist qualitativ zulässig, solange lediglich die Beurteilung der Realitätsnähe des exponentiellen Abfalls der Gasentwicklung erfolgen soll. Deren Verlauf und der gemessene passen gut zueinander. Gleichzeitig bleibt klar, dass damit nicht die quantitativen Aussagen des FOD-Modells oder anderer ihm im Verlauf ähnlicher Modelle belegt sind.

Für eine derartige Untersuchung wären detaillierte Daten über Alter, Mengen und Zusammensetzungen der eingelagerten Abfälle einer bereits geschlossenen Deponie vonnöten, zudem ergänzt durch eine Totalüberwachung aller Emissionen, die aus dem Deponiekörper austreten.