

Universität für Bodenkultur
Department für Wasser, Atmosphäre und Umwelt
Institut für Abfallwirtschaft



Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung in Österreich

—

Vergleich von MBA und MBTS

Masterarbeit
zur Erlangung des akademischen Grades
Diplomingenieur

eingereicht von
Ralph Romen, BSc.
Stud. Kennz.: 066 427 / Matr. Nr.: 0841032

Wien, 16.10.2020

Danksagung

Mein Dank gilt Frau Univ.Prof. Dipl.-Ing. Dr.nat.techn. Marion Huber-Humer für die Ermöglichung und Unterstützung dieser Masterarbeit am Institut für Abfallwirtschaft der Universität für Bodenkultur Wien.

Ich bedanke mich bei Herrn Dipl.-Ing. Erwin Binner für die hilfreichen Ratschläge gepaart mit konstruktiver Kritik.

Dank gebührt den Experten und Anlagenverantwortlichen, die ihre Zeit und ihr Wissen für die Befragungen zur Verfügung stellten und dadurch einen großen Beitrag zu dieser Arbeit leisteten.

Danke an meine Eltern Elisabeth und Klaus für ihre bedingungslose Unterstützung die mir ein sorgenfreies Studium ermöglichte.

Ein besonderer Dank gilt meiner Freundin Isabella, die mir mit ihrer Motivation immer zur Seite stand und mich zum Durchhalten bewogen hat.

Eidesstattliche Erklärung

Ich erkläre eidesstattlich, dass ich die Arbeit selbständig angefertigt, keine anderen als die angegebenen Hilfsmittel benutzt und alle aus ungedruckten Quellen, gedruckter Literatur oder aus dem Internet im Wortlaut oder im wesentlichen Inhalt übernommenen Formulierungen und Konzepte gemäß den Richtlinien wissenschaftlicher Arbeiten zitiert, gekennzeichnet und mit genauer Quellenangabe kenntlich gemacht habe.

Ort, Datum, Unterschrift

Gender-Hinweis

Aus Gründen der Lesbarkeit wurde im Text auf die Verwendung von geschlechtsspezifischen Formulierungen verzichtet. Dies soll im Sinne der sprachlichen Vereinfachung als geschlechtsneutral zu verstehen sein und auf keinen Fall eine Benachteiligung des weiblichen Geschlechts implizieren.

Kurzfassung

In Österreich gelten seit 2004 strenge Qualitätsanforderungen für die Deponierung von Abfällen. Unter anderem regelt die Deponieverordnung 2008 (BGBl. II Nr. 291/2016) dies mit einem Deponierungsverbot für Abfälle die einen organischen Kohlenstoffanteil (TOC) von mehr als 5 % der Trockenmasse aufweisen. Für mechanisch-biologisch behandelte Abfälle wurden alternative Qualitätskriterien geschaffen und Grenzwerte für den Brennwert (H_o) und die Reaktivitätsparameter Gasbildung (GS_{21} bzw. GB_{21}) und Atmungsaktivität (AT_4) festgelegt. Dadurch entwickelte und etablierte sich die mechanisch-biologische Abfallbehandlung (MBA) neben der thermischen Behandlung als Möglichkeit zur Vorbehandlung von Siedlungsabfällen. Im Laufe der Zeit stiegen jedoch die Behandlungskosten der MBA während die Entsorgungskosten der Müllverbrennungsanlagen sanken. Als kostengünstige Alternative zur MBA (Behandlungsdauer 10-14 Wochen) hat sich die mechanisch-biologische Trockenstabilisierung (MBTS) etabliert. Bei einer MBTS wird die Selbsterhitzung des Rottegutes durch Mikroorganismenaktivität genutzt, um innerhalb einer Woche den Abfall zu trocknen. Damit sinken die Kosten der biologischen Behandlung, denn die Behandlungsdauer wird verkürzt, der Energiebedarf gesenkt und das trockene Rottegut besser mechanisch aufbereitbar (weniger Anhaftungen). Dadurch können qualitativ höherwertige Brennstoffe hergestellt werden.

In dieser Arbeit wurden die aktuellen mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungstechnologien in Österreich anhand einer Literaturrecherche dargestellt, miteinander verglichen und die zukünftige Entwicklung abgeschätzt. Um den aktuellen Status von MBA- und MBTS-Anlagen zu beschreiben, wurden alle Anlagenbetreiber in Österreich telefonisch kontaktiert und zur jeweiligen Inputmenge und Betriebsform befragt. Zusätzlich wurde eine leitfadengestützte Expertenbefragung durchgeführt. Im Zuge der Auswertung der Ergebnisse konnte der Rückgang von MBA-Anlagen sowie die Entwicklung von Verfahrensumstellungen von MBA-Anlagen hin zu MBTS-Anlagen in Österreich bestätigt werden.

Abstract

In Austria, strict quality requirements have been set into effect for the disposal of waste since 2004. The Landfill Ordinance 2008 (BGBl. II Nr. 291/2016) defined a landfill ban for waste which contains a total organic carbon (TOC) exceeding 5 % of the dry matter. For mechanically-biologically treated waste (MBT), alternative quality criteria were established and limit values for the calorific value (H_o), the reactivity parameters gas generation (GS_{21} or GB_{21}) and respiration activity (AT_4) were set. As a result, in addition to thermal treatment, MBT developed and became an option for pre-treatment of municipal solid waste. Over time however, the treatment costs of MBT increased while the disposal costs of waste incineration plants decreased. Mechanical-biological dry stabilization (MBDS) has established itself as a less expensive alternative to MBT (treatment duration 10-14 weeks). With MBDS, self-heating of rotting material through microbial activity is used to dry the waste within a week. This reduces the costs of biological treatment, because the treatment time is shortened, energy requirements are reduced and the dry rotting material can be better mechanically processed (less adherence). This enables higher quality refuse derived fuels to be produced.

In this research, the current mechanical-biological residual waste treatment technologies in Austria are presented using literature research and review comparison estimating future development. In order to describe the current status of MBT and MBDS systems, all plant operators in Austria were contacted and asked about the input volume and form of their respective operations. In addition, a guideline-based expert survey was carried out. In the course of evaluating the results, the decline of MBT and the development of process changes from MBT systems to MBDS systems in Austria were confirmed.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	1
1.1 Ziel der Arbeit.....	2
1.2 Aufbau der Arbeit	2
2. Methodik.....	3
2.1 Literaturrecherche	3
2.2 Expertenbefragung.....	3
2.3 Anlagenbefragung.....	4
2.4 Anlagenbesichtigungen.....	4
3. Stellung der MBA und MBTS in Österreich.....	5
3.1 Abfallaufkommen, In- und Outputmengen von MBA/MBTS	5
3.2 Anlagenstandorte.....	9
3.3 Entwicklung von MBA und MBTS.....	11
4. Rechtliche Rahmenbedingungen.....	13
4.1 Europäische Union.....	13
4.1.1 Abfallrahmenrichtlinie	13
4.1.2 Deponierichtlinie	13
4.1.3 Kreislaufwirtschaftspaket.....	14
4.2 Österreich	15
4.2.1 Abfallwirtschaftsgesetz	15
4.2.2 Abwasseremissionsverordnung Abfallbehandlung.....	15
4.2.3 Abfallverbrennungsverordnung	15
4.2.4 Deponieverordnung	15
4.2.5 Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetz	16
5. Technische Rahmenbedingungen	17
5.1 Europäische Union.....	17
5.1.1 BVT-Schlussfolgerungen.....	17
5.2 Österreich	17
5.2.1 MBA-Richtlinie	17
5.2.2 Technische Grundlagen für Ersatzbrennstoffe	20
5.2.3 ÖNORMEN	21
6. Die „klassische“ MBA	22
6.1 Abfallinput	22
6.2 Verfahrensablauf.....	22
6.2.1 Eingangs- und Übernahmebereich.....	22
6.2.2 Mechanische Aufbereitung	25
6.2.3 Biologische Behandlung	34
6.2.3.1 <i>Der Rotteprozess</i>	34
6.2.3.2 <i>Rotteparameter</i>	36
6.2.3.3 <i>Rottetechnik in österreichischen MBA-Anlagen</i>	38
6.3 Emissionen	42
6.3.1 Abluftreinigung.....	42
6.3.2 Abwasser	46
6.3.3 Lärmemissionen	47

6.4	Output und Deponierung.....	47
6.5	Stoffströme und Bilanzen MBA	48
6.6	Ziele der MBA	49
7.	Mechanisch-biologische Trockenstabilisierung.....	50
7.1	Abfallinput	50
7.2	Verfahrensablauf.....	50
7.2.1	Abfallübernahme.....	51
7.2.2	Biologische Trocknung	51
7.2.2.1	Belüftung.....	53
7.2.3	Mechanische Nachbehandlung	54
7.3	Output, Ersatzbrennstoffe	55
7.4	Emissionen	56
7.4.1	Abluft.....	56
7.4.2	Abwasser	56
7.5	Deponierung	57
7.6	Stoffströme MBTS.....	57
7.7	Ziele der MBTS	57
8.	MBA und MBTS im Vergleich	58
8.1	Relevante Unterschiede.....	58
8.2	Massen- und Volumenbilanz.....	59
8.3	Treibhausgasbilanz.....	60
8.4	Energieaufwand und -ertrag.....	61
8.5	Kosten.....	63
8.5.1	Investitionskosten	63
8.5.2	Betriebskosten	63
9.	Ergebnisse der Expertenbefragungen	65
9.1	Themenblock MBA/MBTS.....	65
9.2	Themenblock Ersatzbrennstoffe (EBS).....	69
9.3	Interpretation Expertenbefragung.....	72
10.	Ergebnisse Anlagenbefragung	73
10.1	Interpretation Anlagenbefragung.....	74
11.	Schlussfolgerung.....	76
12.	Verzeichnisse	78
12.1	Literaturverzeichnis.....	78
12.2	Abbildungsverzeichnis	83
12.3	Tabellenverzeichnis	84
13.	Anhang.....	85

Abkürzungsverzeichnis

a	annum, Jahr
Äq.	Äquivalent
AEV	Abwasseremissionsverordnung
AT ₄	Atmungsaktivität über eine Testdauer von 4 Tagen
AVV	Abfallverbrennungsverordnung
AWG	Abfallwirtschaftsgesetz
BGBI	Bundesgesetzblatt
BAWP	Bundes-Abfallwirtschaftsplan
BMK	Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie
BMLFUW	Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
BRAM	Brennstoff aus Müll
BVT	beste verfügbare Techniken
°C	Grad Celsius
Cd	Cadmium
CH ₄	Methan
C ₆ H ₁₂ O ₆	Glukose
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
DVO	Deponieverordnung
EAG	Elektroaltgeräte
EBS	Ersatzbrennstoff
EG	Europäische Gemeinschaft
EU	Europäische Union
€	Euro
Fe	Eisen
FM	Feuchtmasse , Frischmasse
g	Gramm
GB ₂₁	Gasbildung im Gärtest über eine Testdauer von 21 Tagen
GE	Geruchseinheiten
GS ₂₁	Gasspendensumme im Inkubationsversuch über eine Testdauer von 21 Tagen

h	Stunde
H _o	Brennwert
H ₂ O	Wasser
Hg	Quecksilber
i.d.F.	in der Fassung
kg	Kilogramm
kJ	Kilojoule
LKW	Lastkraftwagen
m	Meter
m ³	Kubikmeter
max.	maximal
MBA	mechanisch-biologische Abfallbehandlung
MBTS	mechanisch-biologische Trockenstabilisierung
mg	Milligramm
Mio.	Millionen
mm	Millimeter
MVA	Müllverbrennungsanlage
N	Stickstoff
Nm	Nanometer
NO	Stickoxid
N ₂ O	Distickstoffoxid, Lachgas
NE	Nichteisenmetall
NH ₄ ⁺	Ammonium
ng	Nanogramm
NH ₃	Ammoniak
NI	Normliter (Gasvolumen im Normalzustand bei 0 °C und 1013 mbar)
NIR	Nahinfrarot
NMVOG	flüchtige organische Verbindungen ohne Methan
Nr.	Nummer
O ₂	Sauerstoff
österr.	österreichisch
Pb	Blei
rd.	rund

RL	Richtlinie
RTO	thermisch regenerative Nachverbrennung
SN	Schlüsselnummer
SO ₂	Schwefeldioxid
t	Tonne
T	Temperatur
THG	Treibhausgas
TM	Trockenmasse
TOC	Gesamter organischer Kohlenstoff
u.a.	und andere
VOC	flüchtige organische Verbindungen
v/v	Volumen
UVP	Umweltverträglichkeitsprüfung
w/w	Gewicht
z.B.	zum Beispiel

1. Einleitung

Eine Deponierung von unbehandelten Abfällen bedeutet nicht nur einen großen Verlust an Material- und Landressourcen, sondern stellt auch eine hohe Belastung der Umwelt durch Schadstoffemissionen dar. Aus diesem Grund wurden in den letzten drei Dekaden europaweit rechtliche Vorgaben beschlossen und implementiert. Einer der wichtigsten Meilensteine in der Entwicklung der europäischen Abfallgesetzgebung war die Einführung einer klaren Prioritätenreihenfolge, die fünfstufige Abfallhierarchie. Demnach sind Abfälle in erster Linie zu vermeiden, in zweiter Linie für eine Wiederverwendung vorzubereiten und in dritter Linie zu recyceln sowie zu sortieren und aufzubereiten. In vierter Linie sind Abfälle einer sonstigen Verwertung, insbesondere einer energetischen Verwertung und Verfüllung, zu unterziehen. Die verbleibenden Abfälle sind in fünfter Linie verträglich für das Gemeinwohl zu beseitigen.

Zur Behandlung von Abfällen vor deren Beseitigung und Ablagerung haben sich in Österreich die aerobe mechanisch-biologische Abfallbehandlung (MBA) und die mechanisch-biologische Trockenstabilisierung (MBTS) begleitend zur thermischen Abfallbehandlung zu bedeutenden Optionen entwickelt. MBA/MBTS-Anlagen stellen ein Bindeglied zwischen Stufe 3 und Stufe 5 dar, denn sie separieren den Abfallstrom in seine Hauptkomponenten, führen die Teilströme einer energetischen sowie stofflichen Verwertung zu und sind auch für die Vorbereitung eines deponiefähigen Materials zuständig.

Die heimische Kreislaufwirtschaft verursachte im Jahr 2018 Emissionen in einer Größe von 2,5 Mio. Tonnen CO₂-Äquivalent und hatte damit einen Anteil an den nationalen THG-Emissionen von 3,2 %. Seit 1990 nahmen die THG-Emissionen in der Kreislaufwirtschaft dabei um 41 % ab, vor allem wegen sinkender Emissionen aus Abfalldeponien. Neben der verbesserten Abfalltrennung ist dies vor allem auf die verpflichtende Abfallvorbehandlung gemäß der Deponieverordnung zurückzuführen. Durch die Ablagerung der Deponiefraktion aus einer MBA-Anlage bzw. der Verbrennung von heizwertreichen Fraktionen aus MBA/MBTS-Anlagen werden THG-Emissionen reduziert, da die Emissionen an CO₂-Äquivalenten im Vergleich zur mittlerweile unzulässigen Ablagerung von unbehandelten Abfällen mit hohem organischem Anteil deutlich geringer sind (ANDERL et al., 2020).

Die Abfall- und Kreislaufwirtschaft befindet sich durch die stetige Entwicklung technischer, gesellschaftlicher und rechtlichen Rahmenbedingungen in konstanter Bewegung. Dies gilt dementsprechend auch für die MBA und MBTS. In Österreich ist jedoch in den letzten Jahren ein Rückgang von MBA-Anlagen zu beobachten und mehrere MBA-Anlagen stellten auf das Verfahrenskonzept einer MBTS um (BMLFUW, 2017 a).

1.1 Ziel der Arbeit

Die vorliegende Arbeit zielt darauf ab, die mechanisch-biologische Abfallbehandlung in Österreich darzustellen, zu analysieren sowie die zukünftige Entwicklung einzuschätzen.

Folgende Forschungsfragen werden im Zuge dieser Arbeit behandelt:

- Wie viele MBA/MBTS-Anlagen mit welchem Behandlungskonzept gibt es aktuell in Österreich?
- Warum nimmt die Zahl der MBA-Anlagen in Österreich ab?
- Warum gibt es einen Trend von Verfahrensumstellungen von MBA-Anlagen hin zu MBTS-Anlagen?
 - Was sind die auslösenden Faktoren dafür?

1.2 Aufbau der Arbeit

Die Arbeit gliedert sich in zwei Teile. Im ersten Teil wird die mechanisch-biologische Restabfallbehandlung in Österreich umfassend beschrieben. Hierbei wird auf rechtliche, technische und wirtschaftliche Rahmenbedingungen eingegangen.

Für den zweiten, empirischen Teil der Arbeit wurde eine Expertenbefragung, Telefonbefragungen aller MBA/MBTS-Anlagenbetreiber sowie zwei Anlagenbesichtigungen durchgeführt.

Die Diskussion und Zusammenfassung der Ergebnisse bilden den Abschluss der Arbeit.

2. Methodik

2.1 Literaturrecherche

Für die Literaturrecherche wurde Primärliteratur aus den Universitätsbibliotheken der BOKU und der TU Wien herangezogen, um sich einen Überblick über die Thematik zu beschaffen. Mit Hilfe des Schneeballsystems wurde dann die Recherche ausgedehnt und vertieft, primär über Datenbanken (Scopus, Google Scholar, ScienceDirect), um aktuelle Artikel aus internationalen Papers mit Peer-Review-Prozess zu erhalten. Zusätzlich wurden auch verlässliche Publikationen, z.B. Tagungsbeiträge oder Veröffentlichungen vom BMK (vormals BMLFUW), dem Umweltbundesamt oder Berichte des österreichischen Rechnungshofes berücksichtigt.

2.2 Expertenbefragung

Es gibt wenig öffentlich zugängliches und aktuelles Datenmaterial über die gesamten MBA/MBTS-Anlagen in Österreich. Um einen aktuellen Stand der MBA/MBTS in Österreich zu bekommen sowie deren zukünftige Entwicklung einschätzen zu können wurde eine qualitative Erhebung in Form von Experteninterviews durchgeführt.

Experteninterviews zählen zu jenen qualitativen Methoden, die sich durch eine flexiblere und weniger starre Methodenhandhabung auszeichnen als quantitative Methoden, welche eine streng standardisierte Datenerhebung für eine statistische Auswertung voraussetzen (FLICK et al., 2005). Qualitative Methoden sind an der Perspektive der Befragten interessiert, um Ursachen, Zusammenhänge sowie detaillierte Verbesserungsvorschläge darzustellen (DIEKMANN, 2017).

Für die vorliegende Arbeit wurden neun ausgewiesene Experten im Bereich MBA/MBTS in Österreich befragt. Experten zeichnen sich durch bereichsspezifisches Wissen aufgrund langjähriger Erfahrung in dem Themengebiet aus (FROSCHAUER, 2003).

Die Befragungsteilnehmer wurden aufgrund ihrer Fachexpertise und dem unterschiedlichen Zugang zur MBA/MBTS ausgewählt. Befragt wurden Anlagenbetreiber, Anlagenplaner, Mitarbeiter des BMK, Mitarbeiter des Umweltbundesamtes, Mitarbeiter des österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes, Mitarbeiter des österreichischen Zementverbandes sowie Wissenschaftler der Universität für Bodenkultur und der Montanuniversität Leoben. Damit wurde ein neutrales und fundiertes Gleichgewicht der befragten Experten sichergestellt.

Um die datenschutzrechtlichen Bestimmungen der Datenschutzgrundverordnung (DSGVO) einzuhalten und die Persönlichkeitsrechte der Experten zu wahren, wurden alle direkten Identifizierungsmerkmale anonymisiert. Die Namen der Experten wurden durch Platzhalter (Experte 1, Experte 2 usw.) ersetzt.

Der Interviewleitfaden für die Experteninterviews wurde unter Berücksichtigung einer ausführlichen Literaturrecherche erstellt und in zwei Themenblöcke unterteilt. Der erste Block beinhaltet acht offene Fragen betreffend MBA und MBTS. Der zweite Block beinhaltet vier offene Fragen zu Ersatzbrennstoffen.

Zunächst wurden sämtliche Teilnehmer zwischen Januar und November 2018 telefonisch kontaktiert, über die Diplomarbeit sowie ihre Forschungsfragen aufgeklärt und um Teilnahme gebeten. Die Mehrheit der Experten wünschte, das Interview schriftlich zu machen. Daher wurde der Interviewleitfaden in einen Fragebogen mit offenen Antwortmöglichkeiten umgewandelt und anschließend den Teilnehmern per Email zugesandt. Von elf ausgesendeten Fragebögen kamen neun beantwortet und auswertbar zurück.

Im Ergebnisteil, Kapitel 9, werden die Antworten der Experten zu den jeweiligen Fragestellungen zusammengefasst, textlich dargestellt sowie Kernaussagen einzelner Experten hervorgehoben.

In Kapitel 9.3 werden die Ergebnisse der Interviews analysiert, miteinander sowie mit Fachliteratur verglichen.

2.3 Anlagenbefragung

Um den aktuellen Status von MBA- und MBTS-Anlagen zu beschreiben, wurden alle Anlagenbetreiber in Österreich telefonisch kontaktiert und zur jeweiligen Inputmenge und Betriebsform befragt.

Als Grundlage für die Anlagenbefragung diente die Anlagenliste in der jährlich veröffentlichten „Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich“ des BMK (Tabelle 1). Zwischen April und Dezember 2019 wurden alle 15 österr. MBA/MBTS-Anlagen telefonisch kontaktiert. Die Auskunftspersonen der jeweiligen Anlagen waren deren Geschäftsführer oder die Betriebsleiter. Fragestellung in jedem Telefoninterview war das aktuelle Behandlungskonzept sowie die aktuelle genehmigte Kapazität der Anlage.

Ergebnis der Befragung ist eine Übersicht der aktuellen Behandlungskonzepte aller österreichischen MBA/MBTS-Anlagen und deren genehmigte Kapazitäten (Tabelle 16).

2.4 Anlagenbesichtigungen

Im Zuge der Arbeit wurden auch eine MBTS-Anlage in Frohnleiten sowie eine MBA-Anlage in Oberpullendorf besucht. Nach Gesprächen mit den Geschäftsführungen wurden die Anlagen ausführlich besichtigt.

3. Stellung der MBA und MBTS in Österreich

3.1 Abfallaufkommen, In- und Outputmengen von MBA/MBTS

Im Jahr 2018 lag das Gesamtabfallaufkommen in Österreich bei 66,47 Mio. t (BMK, 2020). In MBA- und MBTS-Anlagen werden hauptsächlich Siedlungsabfälle behandelt. Am Gesamtabfallaufkommen hatten Siedlungsabfälle aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen einen Anteil von 6,6 %; ihr Gesamtgewicht betrug 4,4 Mio. t.

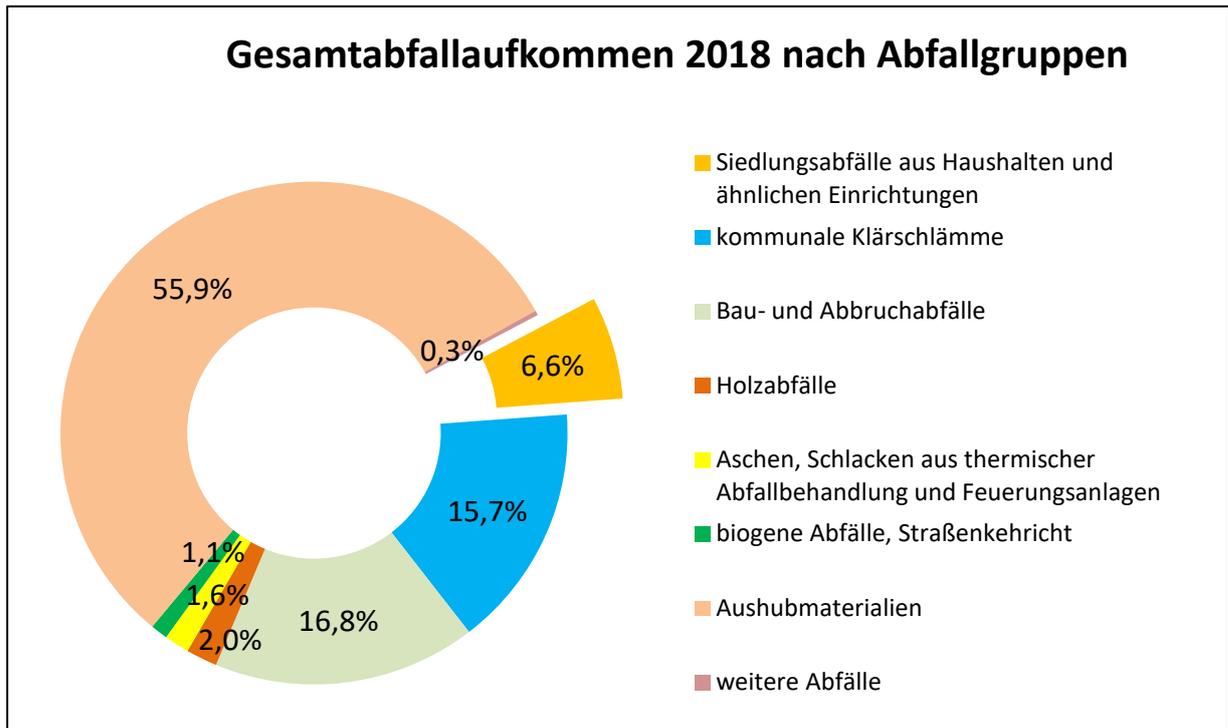


Abbildung 1: Abfallaufkommen 2018 in Österreich (eigene Darstellung nach BMK, 2020)

Siedlungsabfälle aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen setzten sich im Jahr 2018 massenmäßig zusammen aus (BMK, 2020):

- gemischte Siedlungsabfälle (33,1 %)
- Sperrmüll (5,9 %)
- Problemstoffe (0,4 %)
- EAG (2,6 %)
- Altpapier (14,9 %)
- Altglas (5,2 %)
- Altmetalle (2,8 %)
- Altkunststoffe und Verbundmaterialien (3,7 %)
- Alttextilien (0,8 %)
- Altholz (6,4 %)
- Biogene Abfälle (23,5 %)
- Sonstige Altstoffe (0,7 %)

Insgesamt wurden 2018 in MBA- und MBTS-Anlagen 411.974 t Abfall behandelt. Der Gesamtinput setzt sich wie folgt zusammen, gegliedert nach Schlüsselnummern (SN) aus dem Abfallverzeichnis (BMK, 2020):

- SN 91101 „Siedlungsabfälle und ähnliche Gewerbeabfälle“ (59 %)
- SN 91103 „Rückstände aus der mechanischen Abfallaufbereitung“ (14 %)
- SN 91307 „für die biologische Behandlung aufbereitete Fraktionen zur Beseitigung“ (9 %)
- SN 94502 „aerob stabilisierter Schlamm“ (4 %)
- SN 91401 „Sperrmüll“ (5 %)
- andere SN (9 %)

Leider wird in der jährlich veröffentlichten „Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich“ des BMK, die die aktuellsten Zahlen des Abfallaufkommens beinhaltet, bei den Input- und Outputmengen nicht zwischen MBA- und MBTS-Anlagen unterschieden.

Eine sehr aufschlussreiche und aktuelle Stoffstromanalyse veröffentlichte das BMK in Zusammenarbeit mit dem österreichischen Umweltbundesamt. Daraus wird ersichtlich, wie die Behandlung von Siedlungsabfällen in Österreich abläuft:

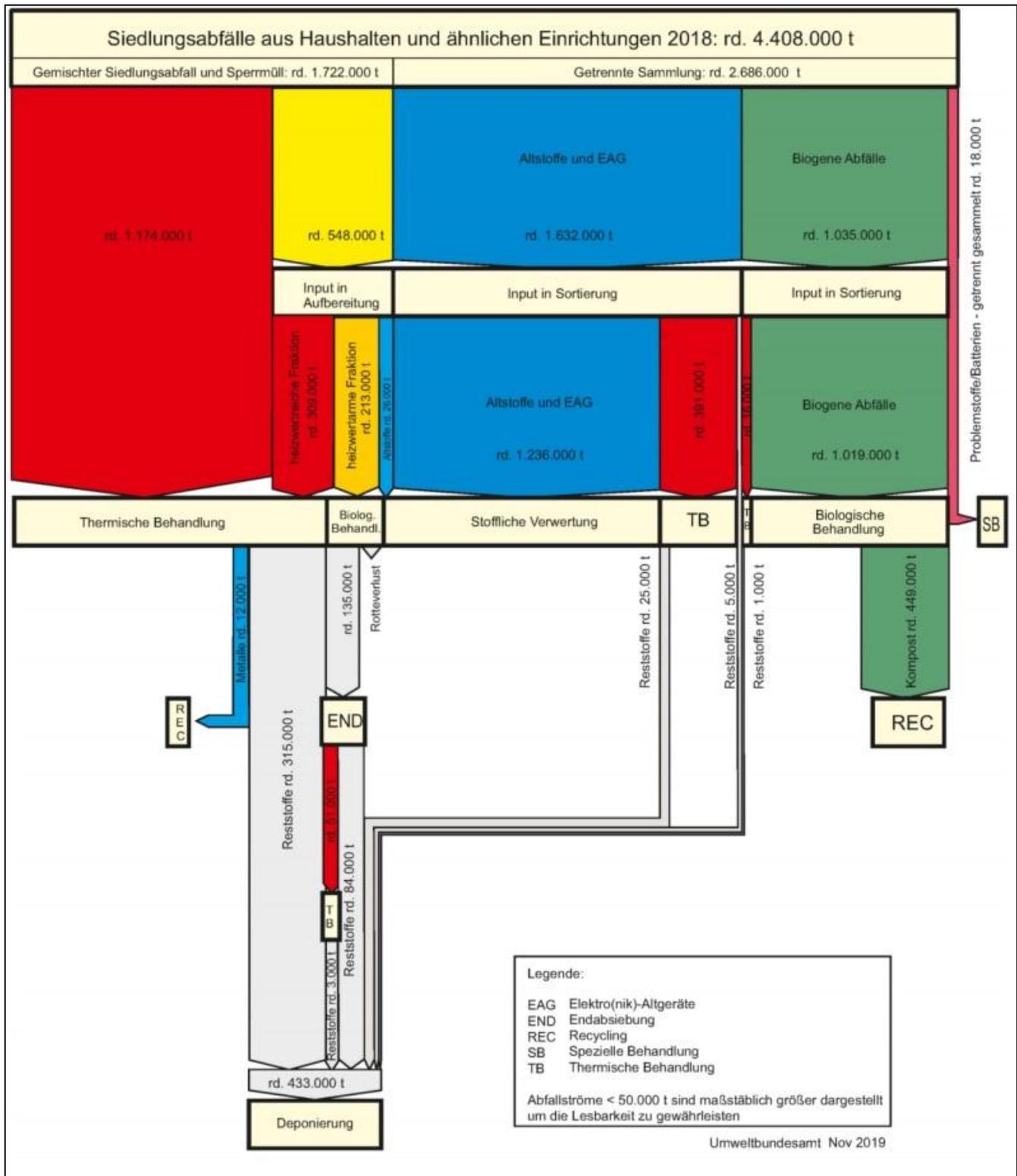


Abbildung 2: Siedlungsabfälle aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen und deren Behandlungsverfahren (BMK, 2020)

Aus Abbildung 2 wird deutlich, dass rd. 12 % aller Siedlungsabfälle aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen MBA/MBTS-Anlagen durchlaufen. Werden nur gemischte Siedlungsabfälle und Sperrmüll betrachtet, so behandeln MBA- und MBTS-Anlagen 31 % dieses Inputs.

Abbildung 3 zeigt den Verbleib des MBA/MBTS Outputs mit einem Gesamtgewicht von 340.212 t.

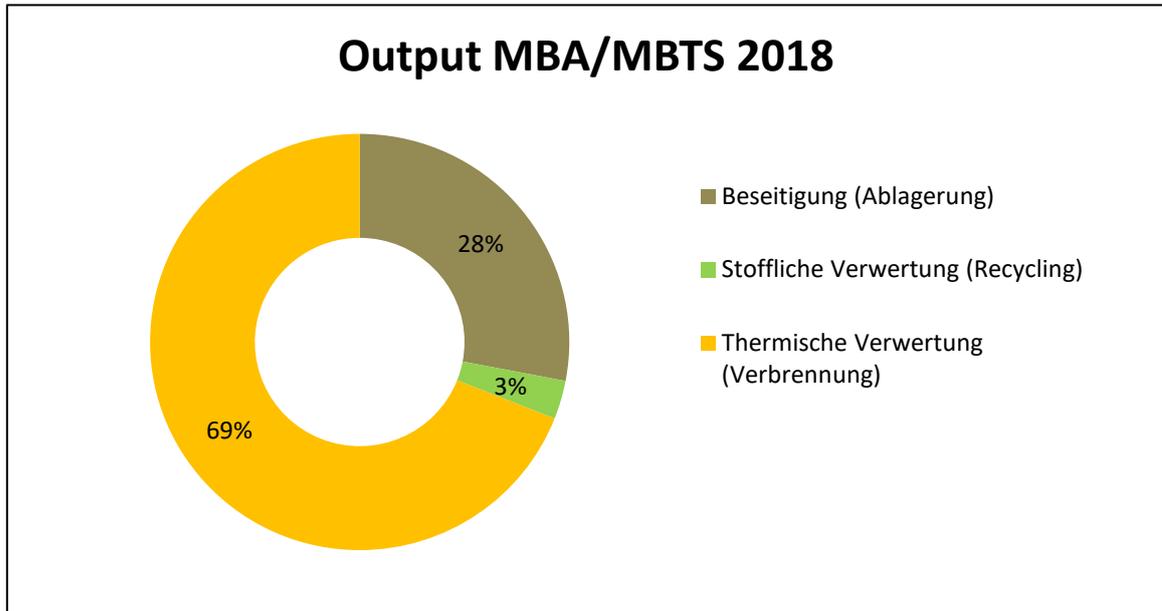


Abbildung 3: Verbleib des Anlagenoutputs aus MBA im Jahr 2018 (eigene Darstellung nach BMK, 2020)

Rd. 96.300 t des Masseoutputs werden deponiert, rd. 234.800 t werden thermisch verwertet und rd. 10.200 t (überwiegend Fe- und NE-Metalle) werden recycelt. Wenn Lagerstände vernachlässigt werden, so ergibt sich - nach Gegenüberstellung von In- und Output - ein theoretischer Rotte- bzw. Trocknungsverlust von rd. 17 % im Jahr 2018 (BMK, 2020).

Die Anlagenoutputs sind trotz der gesetzlichen Grenzwerte meist sehr heterogen, hervorgerufen durch (BMLFUW, 2015):

- unterschiedliche Anlagenkonzepte
- regionale Abfallzusammensetzung
- Jahrganglinien der Inputmaterialien
- unterschiedliche Technik der Metallabscheidung
- unterschiedliche Korngrößen beim Rottegut
- wechselnde Klärschlammanteile führen zu unterschiedlichen Phosphorgehalten
- unterschiedliche Abluftemissionen durch Ablufttechnik und Betriebsführung

3.2 Anlagenstandorte

Laut Statusbericht für Abfallwirtschaft 2020 des BMK waren zu Jahresende 2018 in Österreich 14 MBA- und MBTS-Anlagen in Betrieb. Die Anlage in Allerheiligen ist zurzeit nicht in Betrieb.

Bundesland	Standort	genehmigte MBA Kapazität [t]
Burgenland	Oberpullendorf	82.000
Niederösterreich	Fischamend	27.000
	St. Pölten	88.000
	Steinthal (nur Nachrotte)	10.000
	Wiener Neustadt	24.000
Salzburg	Bergheim – Siggerwiesen	140.000
	Zell am See (nur mechanische Behandlung)	40.000
Steiermark	Aich-Assach	9.500
	Allerheiligen (kein Betrieb, jedoch aufrechter Konsens)	17.100
	Frohnleiten	93.700
	Halbenrain	80.000
	Hartberg	4.500
	Liezen	25.000
Tirol	Kufstein	15.000
	Lavant	17.000
gesamt	15 Anlagen	672.800

Tabelle 1: MBA in Österreich, Datenstand 2018 (eigene Darstellung nach BMK, 2020)

Um einen aktuellen Überblick über die Verteilung von MBA- und MBTS-Anlagen zu bekommen, wurde im Zuge dieser Arbeit eine Anlagenbefragung durchgeführt (Kapitel 10). 2018 betrug die genehmigte Kapazität 672.800 t, die Kapazität nach aktuellen Betriebskonzepten, also die „installierte“ Kapazität, lag bei 545.700 t (BMK, 2020). Da der Gesamtabfallinput 2018 in MBA- und MBTS-Anlagen 411.974 t betrug, kann davon ausgegangen werden, dass nicht alle Anlagen voll ausgelastet waren oder aber es bereits zu weiteren Anlagenschließungen gekommen ist.

Der überwiegende Teil der MBA- und MBTS-Anlagen werden von Gemeinden bzw. den von ihnen gebildeten Abfallwirtschaftsverbänden betrieben (BMLFUW, 2017 a).

Werden die aktuell in Betrieb befindlichen Anlagen kartografisch in Abbildung 4 betrachtet, so fällt auf, dass im Westen Österreichs die Anlagendichte geringer ist. Grund dafür ist die Abfallverbringung von Siedlungsabfällen aus dieser Region ins angrenzende Ausland (BMLFUW, 2015).

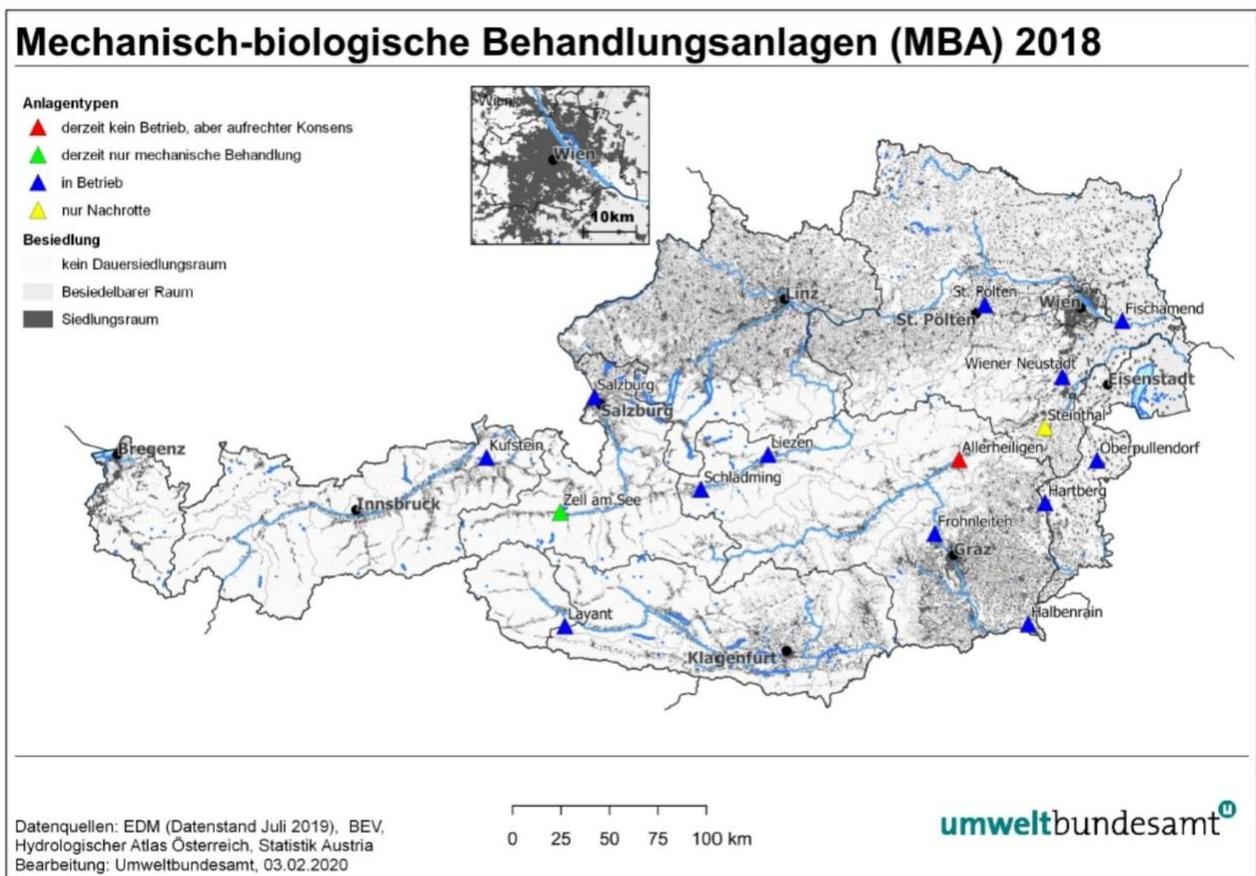


Abbildung 4: österr. MBA-Anlagen 2018 (BMK, 2020)

3.3 Entwicklung von MBA und MBTS

Die österreichische mechanisch-biologische Abfallbehandlung hat sich in den letzten Jahrzehnten grundlegend verändert. Seit Mitte der 1970er-Jahren wurden in Österreich Siedlungsabfälle in Müllkompostieranlagen behandelt (BINNER et al., 2004). Dabei wurde der Stoffstrom in eine nasse Fein- und eine „trockene“ Grobfraktion mechanisch aufgeteilt. Die „trockene“ Grobfraktion wurde direkt deponiert. In Einzelfällen wurde daraus Ersatzbrennstoff für Industrieanlagen aufbereitet, BRAM (Brennstoff aus Müll) genannt. Die nasse Feinfraktion wurde zu Müllkompost verarbeitet. Die Schadstoffgehalte, besonders die Schwermetallgehalte (Hg, Pb, Cd) waren jedoch für eine landwirtschaftliche Nutzung zu hoch. Auch bei der Mitverbrennung der trockenen Grobfraktion wurde ersichtlich, dass die enthaltenen Schadstoffe unter technischen und emissionsschutzrechtlichen Gesichtspunkten zu hoch waren. Zudem war die Wirtschaftlichkeit des BRAM-Konzepts durch die stark sinkenden Primärenergiekosten in den 1980er Jahren nicht mehr gegeben (SCHU, 2007).

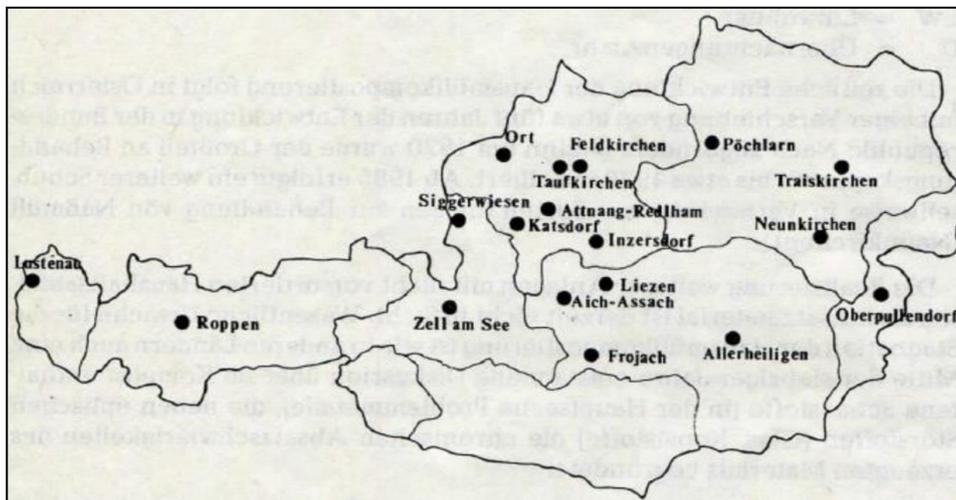


Abbildung 5: österr. Müllkompostwerke 1989 (KUMPF et. al, 1989)

Mit Einführung der getrennten Sammlung von biogenen Abfällen (Bioabfallverordnung, 1995) wurden einige der Müllkompostanlagen in Bioabfallkompostanlagen umgewandelt, der Rest wurde als MBA-Anlagen weiterentwickelt. Diese ersten MBA-Anlagen trennten den Abfallstrom in eine heizwertreiche Leichtfraktion und eine biologisch abbaubare, heizwertarme Schwerfraktion (BINNER et al., 2004).

Mit der Umsetzung neuer rechtlicher Rahmenbedingungen, insbesondere mit der DVO 1996 und deren Novelle 2008 (siehe Punkt 4.2.4) sowie der MBA-Richtlinie 2002 (siehe Punkt 5.2.1) wurde der Großteil der heute betriebenen Anlagen um 2004 errichtet oder bestehende Betriebe auf den erforderlichen technischen Standard gebracht. Anfängliche Probleme technischer Natur wurden beseitigt und das MBA-Konzept hat sich zu einer wichtigen Säule in der österreichischen Kreislaufwirtschaft

entwickelt. Die bestehenden Anlagen erreichen einen hohen verfahrenstechnischen Standard.

Inzwischen gibt es in Österreich eine Vielzahl an Anlagen- bzw. Verfahrenstypen, hervorgerufen vor allem durch den technischen Fortschritt aber auch durch gesetzliche Veränderungen in der Kreislaufwirtschaft, der zunehmenden thermischen Nutzung von heizwertreichen Fraktionen in der Industrie und wirtschaftlichen Anreizen wie z.B. steigende Metallpreise.

So ist in den letzten Jahren auch in Österreich das MBTS-Konzept aufgegriffen worden, da die Herstellung von Ersatzbrennstoffen an Bedeutung gewonnen hat. Im Vergleich zur MBA ist die MBTS-Technologie in Österreich ein relativ junges Verfahrenskonzept. Die ersten MBTS-Anlagen in Europa gingen jedoch bereits im Jahr 1996 in Italien mit dem „Biocubi“-Verfahren, sowie 1997 in Deutschland mit dem bekannteren „Rottebox“-Verfahren in Betrieb (DREW et al., 2009).

Nach Jahren des „MBA-Booms“ ist in Österreich allerdings ein Rückgang sowie eine Umstellung des Verfahrenskonzepts von klassischen MBA-Anlagen hin zu MBTS-Anlagen zu verzeichnen (BMLFUW, 2017 a).

4. Rechtliche Rahmenbedingungen

Nachfolgend werden Gesetze, Verordnungen und Richtlinien beschrieben, die Bau, Betrieb und Stilllegung von MBA-Anlagen in Österreich maßgeblich beeinflussten. Da die europäische Abfallgesetzgebung erheblichen Einfluss auf die nationale Rechtsprechung hat - europäische Richtlinien werden in das jeweilige nationale Recht in den Mitgliedsstaaten in Form von Verordnungen umgesetzt - wird für ein besseres Verständnis die europäische sowie die österreichische Gesetzgebung in verschiedenen Unterkapiteln behandelt.

4.1 Europäische Union

4.1.1 Abfallrahmenrichtlinie

Als erstes und wichtigstes Regelwerk für die Abfall- und Kreislaufwirtschaft im europäischen Raum hat die Abfallrahmenrichtlinie 75/442/EWG im Jahr 1975 ihren Ursprung. Nach zahlreichen Änderungen wurde die Richtlinie 2006 neu kodifiziert, mit anderen Richtlinien zusammengeführt, überarbeitet und im Jahr 2008 als Abfallrahmenrichtlinie 2008/98/EG verabschiedet (EPINEY und HEUCK, 2011). Ziel der Richtlinie ist die Vermeidung schädlicher Auswirkungen durch Abfälle auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt. Herzstück der Abfallrahmenrichtlinie 2008 ist die 5-stufige Abfallhierarchie, die eine Prioritätenfolge für den Umgang mit Abfällen definiert (EU, 2008):

1. Vermeidung
2. Vorbereitung zur Wiederverwendung
3. Recycling inkl. Sortierung und Aufbereitung
4. sonstige Verwertung (energetische Verwertung und Verfüllung)
5. Beseitigung (beinhaltet die Vorbehandlung durch MBA bzw. MVA)

Die konkrete Umsetzung der Abfallrahmenrichtlinie in Österreich wird in Punkt 4.2.1 genauer erläutert.

4.1.2 Deponierichtlinie

Die vom Rat der Europäischen Union beschlossene Deponierichtlinie 1999/31/EG definiert konkrete Anforderungen für Planung, Betrieb, Stilllegung und Nachsorge von Deponien. Der relevanteste Punkt der Richtlinie ist die Verringerung der Menge an deponierten organischen Siedlungsabfällen, gekoppelt an genaue zeitabhängige Zielvorgaben (Stufenplan). Weitere wichtige Verpflichtungen sind (EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2002):

- Einführung von drei Deponieklassen: Deponien für gefährliche Abfälle, Deponien für nicht gefährliche Abfälle sowie Deponien für Inertabfälle
- Verbot der gemeinsamen Ablagerung: gefährliche Abfälle dürfen nicht mit nicht gefährlichen Abfällen vermengt und gemeinsam abgelagert werden
- Abfallvorbehandlung vor der Deponierung
- Technische Anforderungen für Deponien

- Anforderungen für Messverfahren
- Vorschriften für Stilllegung und Nachsorge
- Frist für die Anpassung bestehender Deponien bis zum Jahr 2009

Die konkrete Umsetzung der EU-Deponierichtlinie in Österreich wird in Punkt 4.2.4 genauer erläutert.

4.1.3 Kreislaufwirtschaftspaket

Im Juni 2018 wurde im Amtsblatt der europäischen Union ein Legislativpaket zur Kreislaufwirtschaft rechtswirksam veröffentlicht. Neben konkreten Zielsetzungen, dem sogenannten Aktionsplan, wurden folgende bestehende Richtlinien novelliert und binnen zwei Jahren in nationales Recht umgesetzt (EU, 2018 a):

- Richtlinie über Altfahrzeuge
- Richtlinie über Batterien, Akkumulatoren, Altbatterien und Altakkumulatoren
- Richtlinie über Elektro- und Elektronik-Altgeräte
- Richtlinie über Abfalldéponien
- Richtlinie über Abfälle (Abfallrahmenrichtlinie)

Besonders die zwei letzten Richtlinien sind für MBA-Anlagen, wie schon erwähnt, von großer Relevanz. So schreibt die neue Deponierichtlinie (EU) 2018/850 etwa vor, dass Finanzmittel für neue MBA-Anlagen nur in begrenzten und gut begründeten Fällen gewährt werden, um keine Überkapazitäten zu schaffen (EU, 2018 a).

Konkrete Umsetzungsvorschläge für Österreich wurden im Laufe des Jahres 2019 von österreichischen Interessensvertretern ausgearbeitet (FACHVERBAND ENTSORGUNGS- UND RESSOURCENMANAGEMENT, 2018).

Im Aktionsplan werden Zielsetzungen mit klaren Jahresfristen definiert. So müssen mindestens 65 % der Siedlungsabfälle bis Ende 2035 zur Wiederverwendung vorbereitet oder recycelt werden. In Österreich liegt diese Quote aktuell bei 59 % (FACHVERBAND ENTSORGUNGS- UND RESSOURCENMANAGEMENT, 2018). Mindestens 70 % der Verpackungsabfälle müssen nach EU-Vorgaben mit spezifischen Zielen bis 2030 recycelt werden (EU, 2018):

Packstoff	Vorgabe EU bis 2030	Status 2017 Österreich
Papier und Karton	85 %	83,5 %
Eisenmetalle	80 %	85,6 %
Glas	75 %	84,1 %
Kunststoffe	55 %	33,4 %
Holz	30 %	19,9 %

Tabelle 2: Vergleich Ziele Recyclingrate EU bis 2030 mit aktuellem Status in Österreich (eigene Darstellung nach EU, 2018 a und BMK 2020)

Eine weitere Zielsetzung ist die europaweite Senkung der Deponierung von Siedlungsabfällen unter 10 % (w/w) bis 2035 (EU, 2018 a). Im Vergleich dazu wurden in Österreich im Jahr 2018 0,1 % der Siedlungsabfälle ohne Vorbehandlung abgelagert, dabei handelte es sich um EAG aus der Aufbereitung getrennter Sammlung sowie Sortierrückstände (BMK 2020).

4.2 Österreich

Neben den unten angeführten österreichischen Rechtsmaterien sind für den Betrieb von MBA-Anlagen auch die jeweiligen Abfallgesetze sowie Abfallwirtschaftspläne der Bundesländer, die Satzungen der Abfallwirtschaftsverbände sowie die entsprechenden abfallwirtschaftlichen Verordnungen der Gemeinden von Relevanz (RECHNUNGSHOFBERICHT, 2017).

4.2.1 Abfallwirtschaftsgesetz

Das Bundesgesetz über eine nachhaltige Abfallwirtschaft (Abfallwirtschaftsgesetz 2002 – AWG 2002) ist das rechtliche Fundament der österreichischen Abfallwirtschaft. Grundsatz des AWG ist die weiter oben bereits erwähnte Abfallhierarchie (BMLFUW, 2013). Das AWG regelt mittels Verordnungen die Sammlung, Behandlung, Lagerung, sowie Ein-, Durch- und Ausfuhr von Abfällen in Österreich. Das AWG definiert unter anderem auch die Anforderungen für Genehmigungen von MBA-Anlagen (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006). Um die Aktualität des AWG zu wahren, wird das Gesetz in unregelmäßigen Abständen angepasst, die letzte Novelle ist im August 2019 in Kraft getreten.

4.2.2 Abwasseremissionsverordnung Abfallbehandlung

Die Abwasseremissionsverordnung (AEV) Abfallbehandlung (BGBl. II Nr. 9/1999) legt Grenzwerte für Abwässer aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung fest, die in Fließgewässer (Direkteinleitung) oder in öffentliche Kanalisationen (Indirekteinleitung) eingeleitet werden (AEV, 1999).

4.2.3 Abfallverbrennungsverordnung

Die Abfallverbrennungsverordnung (BGBl. II Nr. 389/2002, zuletzt geändert durch BGBl. II Nr. 476/2010) gilt für Betriebsanlagen in denen Abfälle verbrannt oder mitverbrannt werden. Neben Eingangskontrolle, Betriebsbedingungen und Messvorgaben werden auch Emissionsgrenzwerte definiert. Daher wurden in der AVV-Novelle 2010 auch die Inputkriterien für Abfälle genau festgelegt (AVV, 2002). Output-Ströme von MBA- und MBTS-Anlagen, die thermisch verwertet werden, müssen den Brennstoffvorgaben der AVV entsprechen.

4.2.4 Deponieverordnung

Die Deponieverordnung BGBl II Nr. 39/2008 (DVO) ist die Umsetzung der EU-Deponierichtlinie aus dem Jahr 1999. Dazu wurde die DVO aus dem Jahr 1996 weiterentwickelt. Die DVO von 1996 definierte die MBA erstmalig als Option zur Vorbehandlung von Abfällen vor einer Deponierung. Außerdem wurde die Ablagerung für nicht gefährliche Abfälle mit einem Kohlenstoffgehalt (TOC) über

5 % TM auf Deponien ab dem Stichtag 2004 (in Ausnahmefällen ab 2009) verboten. Kernstück der DVO ist das Ablagerungsverbot für unbehandelte, organische und damit reaktive Abfälle (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006). Die Novelle der DVO von 2008 definierte mit den Stabilitätsparametern zusätzliche bzw. alternative Grenzwerte für MBA-Material.

Parameter	Grenzwert	Einheit
AT ₄	7	mg O ₂ /g TM
GS ₂₁	20	NI/kg TM
GB ₂₁	20	NI/kg TM
H _o	< 6.600	kJ/kg TM

Tabelle 3: Schlüsselparameter für die MBA-Deponiefraction (eigene Darstellung nach DVO 2008)

Wie im AWG ist auch in der DVO eine Vermischung von Abfällen aus MBA-Anlagen mit brennwertarmen Abfällen oder Materialien untersagt, um das Brennwertkriterium einhalten zu können (DVO 2008, 2016).

Mit diesen Vorgaben wird die Volumenminderung des Deponats, Mengen- und Konzentrationsreduktion des Sickerwassers, Senkung des Gasbildungspotentials sowie geringere Deponiesetzungen verbessert (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006).

Die letzte Novelle wurde im Jahr 2016 (BGBl II Nr. 291/2016) veröffentlicht.

4.2.5 Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetz

Das österreichische Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetz 2000 (UVP-G 2000) schreibt eine verpflichtende UVP bei Errichtung von MBA-Anlagen mit einer Kapazität von mehr als 20.000 t/a vor (UVP-G 2000, 2018).

5. Technische Rahmenbedingungen

Im Folgenden werden die wichtigsten normativen technischen Regelwerke für österreichische MBA-Anlagen beschrieben. Auch in diesem Kapitel wird für ein besseres Verständnis zwischen europäischen und österreichischen Rahmenbedingungen unterschieden.

5.1 Europäische Union

5.1.1 BVT-Schlussfolgerungen

Die europäische Richtlinie 2010/75/EU für Industrieemissionen bildet das zentrale Regelwerk für die Zulassung von Industrieanlagen. Hierzu zählen auch MBA- und MBTS-Anlagen. Das wesentliche Ziel der Richtlinie ist die Vermeidung von Umweltverschmutzung durch Industrieanlagen. Um dies zu erreichen, müssen die betroffenen Anlagen die „besten verfügbaren Techniken (BVT)“ anwenden. Je nach Industriezweig gibt es unterschiedliche BVT-Schlussfolgerungen, die in den BVT-Merkblättern (Best Available Technique Reference Documents, kurz BREF-Documents) der europäischen Kommission veröffentlicht werden. Die für MBA- und MBTS-Anlagen relevanten BVT-Schlussfolgerungen wurden im sogenannten BVT-Merkblatt für Abfallwirtschaft im Jahr 2018 veröffentlicht. Innerhalb einer Frist von vier Jahren nach Veröffentlichung der Schlussfolgerungen müssen etwaige Anpassungsmaßnahmen von bestehenden Anlagen mit einer Kapazität von mehr als 50 t pro Tag umgesetzt werden (HARATHER und PINKEL, 2016; EU, 2018 b). Diese Kapazitätsgrenze ist widersprüchlich definiert, da es unklar ist, ob es sich dabei um die maximale tägliche Abfallanlieferung oder um Durchschnittswerte über längere Zeiträume handelt. Daher ist für viele MBA-Anlagen in Österreich unklar, ob sie in den BVT-Wirkungsbereich fallen.

Durch ständige Weiterentwicklung der Techniken werden die BVT-Schlussfolgerungen regelmäßig von Experten begutachtet und bei Bedarf aktualisiert (CANOVA et al., 2018). Dieser Prozess, koordiniert vom Joint Research Center (JRC) in Sevilla, benötigt durch die Einbindung von nationalen Behörden, Industrievertretern und Umweltverbänden sowie mehrerer Feedbackschleifen einige Jahre.

5.2 Österreich

5.2.1 MBA-Richtlinie

Das ehemalige Lebensministerium (BMLFUW, jetzt BMK) hat im Jahr 2002 mit der „Richtlinie für die mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen“ einen einheitlichen Stand der Technik für die mechanisch-biologische Abfallbehandlung in Österreich erarbeitet.

Gemeinsam mit dem Umweltbundesamt und aufbauend auf der „Grundlage für eine Technische Anleitung zur mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Abfällen (Report 151 des Umweltbundesamtes von 1998), der deutschen „Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen“ (BGBl I S 305 von 2001) sowie detaillierten Grundlagenstudien hat das BMLFUW die MBA-Richtlinie veröffentlicht. Die Richtlinie ist von der Europäischen Kommission notifiziert und dient Fachbehörden aber auch Planern und Anlagebetreibern als Orientierung für Genehmigungsverfahren (BMLFUW, 2002). Es handelt sich um einen unverbindlichen technischen Standard, der durch Bezugnahme in Gesetztestexten rechtverbindlich werden kann.

Folgende Anforderungen werden durch die MBA-RL abgedeckt:

- Stofflicher Input
- Emissionsschutz
- Ablagerung von Reststoffen
- Herstellung von Müllkomposte
- Eingangsbereich und –kontrolle
- Errichtung, Ausstattung und Betrieb
- Messung und Überwachung der luftseitigen Emissionen
- Arbeitnehmerschutz
- Brand- und Explosionsschutz
- Betriebsdokumentation
- Externe Überwachung
- Behördliche Kontrolle

In Tabelle 4 werden alle wichtigen Richtwerte sowie Grenzwerte der MBA-Richtlinie betreffend Abluftemissionen angeführt.

MBA-Richtlinie	
Mindestabstand zu Bebauung	500 m
Geruchsstoffe	500 GE/m ³
Gesamtstaub (Tagesmittelwert)	10 mg/m ³
Dioxine und Furane	0,1 ng/m ³
NH ₃	20 mg/m ³
TOC (Halbstundenmittelwert)	40 mg/m ³ (einschl. CH ₄)
TOC (Tagesmittelwert)	20 mg/m ³ (einschl. CH ₄)
TOC-Fracht	100 g/t Abfall (einschl. CH ₄)
N ₂ O (Halbstundenmittelwert)	150 mg/m ³
N ₂ O (Tagesmittelwert)	100 mg/m ³
max. zeitlicher Ausfall der Reinigungs- oder Messeinrichtung	< 8 h je Schadensfall < 96 h im Jahr

Tabelle 4: Grenz- und Richtwerte betreffend Abluftemissionen in der MBA-RL (eigene Darstellung nach BMLFUW, 2002)

5.2.2 Technische Grundlagen für Ersatzbrennstoffe

Die „Technische Grundlagen für den Einsatz von Abfällen als Ersatzrohstoffe in Anlagen zur Zementerzeugung“ wurden vom BMLFUW im Jahr 2017 in der 2. Auflage veröffentlicht und dienen als Stand der Technik für Zementerzeugungsanlagen. Unter anderem müssen Ersatzrohstoffe, die zur Herstellung von Zementklinker eingesetzt werden, folgende Grenzwerte einhalten (BMLFUW, 2017 b):

Parameter	Schadstoffgehalt in mg/kg TM
Antimon	30
Arsen	30
Blei	500
Cadmium	5
Chrom	500
Cobalt	250
Nickel	500
Quecksilber	0,7
Titan	3

Tabelle 5: Grenzwerte von Ersatzbrennstoffen in der Zementklinkerproduktion (eigene Darstellung nach BMLFUW, 2017 b)

Die Grenzwerte der gleichen Parameter sind in Anlagen zur Abfallverbrennung (MVA) durch die AVV strenger geregelt, da in MVA geringere Verbrennungstemperaturen vorherrschen (MOSTBAUER, 2017).

5.2.3 ÖNORMEN

Die nichtstaatliche Organisation Austrian Standards International hat Normen im Zusammenhang mit der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Österreich veröffentlicht. In Tabelle 6 sind Normen, die für österreichische MBA-Anlagen von wesentlicher Relevanz sind, dargestellt:

Kurzbezeichnung	Thematik	Ausgabedatum
ÖNORM S 2027-1	Probenahme	01.06.2012
ÖNORM S 2027-2	Stabilitätsparameter: Gasspendensumme im Inkubationstest (GS21)	01.06.2012
ÖNORM S 2027-3	GB ₂₁	01.06.2012
ÖNORM S 2027-4	AT ₄	01.06.2012
ÖNORM S 2118-1	Probenahme zur Bestimmung des Brennwertes	01.07.2001
ÖNORM EN 15934	Berechnung des Trockenmassenanteils nach Bestimmung des Trockenrückstands oder des Wassergehalts	01.10.2012
ÖNORM EN 15936	TOC mittels trockener Verbrennung	15.10.2012
ÖNORM S 2100	Abfallverzeichnis	01.10.2005

Tabelle 6: Wesentliche Normen, eigene Darstellung

Die ÖNORM S 2027 gliedert sich in 4 Teile und beschreibt die Stabilitätsparameter zur Beurteilung von Abfällen aus der mechanisch-biologischen Behandlung.

Die ÖNORM S 2118-1 definiert die Bestimmung des Brennwertes von mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen.

Die ÖNORM EN 15934 legt gemäß europäischer Vorgabe Verfahren zur Berechnung des Trockenmasseanteils fest.

Die ÖNORM EN 15936, ebenfalls europäische Vorgabe, beschreibt Verfahren zur Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) in Schlamm, behandeltem Bioabfall, Boden, Abfall und Sedimentproben, die mehr als 1 g Kohlenstoff je Kilogramm Trockenmasse (0,1 %) enthalten (NEUBAUER und ÖHLINGER 2006).

Die ÖNORM S 2100 listet alle Abfallarten auf Basis von Schlüsselnummern auf.

6. Die „klassische“ MBA

Bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung gibt es eine Vielzahl möglicher Verfahrenskombinationen. Das Kernverfahren ist jedoch immer die Kombination mechanischer Prozesse mit einer biologischen Behandlung. Die mechanischen und biologischen Prozesse können dabei an verschiedenen Standorten stattfinden. Das Kernverfahren unterscheidet sich weiters in der Anordnung der Prozessschritte und dem Ziel der biologischen Behandlung (BMK, 2020). In Österreich haben sich im Laufe der Zeit die klassische MBA und das jüngere Behandlungsverfahren MBTS etabliert.

In einer klassischen MBA wird der gesamte Abfallstrom in eine heizwertreiche Fraktion für die weitere thermische Verwertung sowie in eine Fraktion zur biologischen Behandlung für die weitere Deponierung getrennt. Ziel der biologischen Behandlung ist der Abbau/Stabilisierung der Organik im Abfallinput durch die Anwendung aerober oder anaerob/aerober Verfahren (BILITEWSKI et al., 2018).

6.1 Abfallinput

Der angelieferte Abfall kann aus Siedlungsabfällen und ähnliche Gewerbeabfällen, Rückständen aus der mechanischen Abfallaufbereitung, stabilisierten Schlämmen, Sperrmüll sowie für die biologische Behandlung aufbereitete Fraktionen zur Beseitigung bestehen (BMLFUW, 2017 a).

Die Zusammensetzung des Abfallinputs unterscheidet sich von Behandlungsanlage zu Behandlungsanlage.

6.2 Verfahrensablauf

Im folgenden Kapitel wird der Verfahrensablauf von klassischen MBA-Anlagen erklärt. Das Verfahren gliedert sich in die Abfallübernahme, die mechanische und die biologische Behandlung. Es wird nur auf technische Ausführungen von österreichischen MBA-Anlagen eingegangen. Da sich die Verfahrenskombinationen auch unter den klassischen MBA-Anlagen unterscheiden, variieren dementsprechend auch die technischen Details der Anlagen.

6.2.1 Eingangs- und Übernahmebereich

Im Zuge der Abfallübernahme werden die angelieferten Abfälle kontrolliert und ihre Massen mit einer Brückenwaage erhoben. Nur geeignete und zugelassene Abfälle werden angenommen, nicht geeignete bzw. genehmigte Abfälle werden zurückgewiesen. Wertstoffe und Abfälle, welche die Anlage verlassen, werden ebenso gewogen (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006). Die Übernahme und Übergabe von Abfällen muss gemäß Abfallnachweisverordnung BGBl. II Nr. 341/2012 dokumentiert werden.

Vor dem ersten Aufbereitungsschritt werden die angelieferten Abfälle in einem Restmüllbunker zwischengelagert. Dabei wird zwischen Tiefbunker und Flachbunker

unterschieden. In ca. einem Drittel der österreichischen MBA-Anlagen werden im Zuge der biologischen Prozessführung Klärschlämme mitbehandelt. Zur Zwischenlagerung stehen eigene Klärschlamm-bunker bereit (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006).

Brückenwaage

Es wird zwischen Unter- und Überflurbrückenwaage unterschieden. Unterflurbrückenwaagen sind eben in den Boden eingelassen und daher von allen Seiten befahrbar. Überflurbrückenwaagen sind technisch weniger aufwändig gebaut und dadurch kostengünstiger. Auffahrtskeile führen auf die erhöhte Waage. Beide Wiegesysteme werden beim Ein- und Ausfahren passiert (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006).



Abbildung 6: Brückenwaage (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006)

Restmüllbunker

Restmüllbunker sind als Tief- oder Flachbunker ausgeführt. Um die Abluft erfassen zu können, sind sie umhaust und meist nur über Schleusen befahrbar.

Der Tiefbunker wird durch die Entleerung der LKW mit Abfall beschickt. Mittels Greiferkran wird der Abfall auf Förderbänder gebracht und zu den nachfolgenden Aufbereitungsaggregaten transportiert. Der Kranführer führt auch eine erste Sichtkontrolle durch, um Störstoffe sofort auszusortieren.

Beim Flachbunker wird der entladene Abfall von Radladern auf der ebenen Betonfläche homogenisiert, von Störstoffen entfrachtet und über Fördereinrichtungen auf die nachfolgenden Aggregate aufgebracht. Flachbunker sind durch ihre weniger komplexe Bauweise im Bau deutlich kostengünstiger als Tiefbunker. Sie sind besser zu reinigen (vollständig entleerbar, was Geruchsemissionen verringert), der Flächenverbrauch jedoch ist deutlich höher.

Die Durchsatz- und Anliefermenge sowie die erforderliche Pufferkapazität geben die Bunkergröße vor. Die Bunker werden durch automatische Rolltore oder Luftschottanlagen luftdicht verschlossen; die Abluft wird abgesaugt und gereinigt (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006). Flachbunker sind bei MBA-Anlagen die Vorzugslösung (BILITEWSKI et al., 2018).



Abbildung 7: Flachbunker, Anlage Oberpullendorf, eigene Darstellung.

Klärschlambunker

Klärschlambunker sind baulich meist von anderen Bunkern getrennt und verfügen daher über eine eigene Einhausung und Abluftverfassung. Zur Verteilung auf die nachfolgenden Aggregate kommen Schneckenwellenförderer bei Tiefbunkern oder Radlader bei Flachbunkern zum Einsatz (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006).



Abbildung 8: Klärschlambunker, Anlage Halbenrain (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006)

6.2.2 Mechanische Aufbereitung

In der mechanischen Aufbereitung werden zuerst Störstoffe und eventuell besonders schadstoffhaltige Komponenten vom Abfallstrom getrennt. Anschließend wird der Abfallstrom in heizwertreiche und heizwertarme Fraktionen separiert. Danach erfolgt eine weitere Abtrennung von Störstoffen und Wertstoffen aus den beiden Fraktionen. Schließlich kann die Brennstofffraktion zu verschiedenen Brennstoffqualitäten aufbereitet werden.

Abhängig von der Zielsetzung der MBA-Anlage muss die mechanische Aufbereitung verschiedene Anforderungen erfüllen. Ist das Hauptziel die Herstellung einer ablagerungsfähigen Deponiefraktion, so wird in der mechanischen Aufbereitung vor allem auf die Separierung von wenig geeigneten Stoffen für die biologische Behandlung, von Stör- sowie Schadstoffen geachtet. Ist die Hauptanforderung jedoch die Abtrennung einer heizwertreichen Fraktion für eine spätere externe thermische Behandlung, so dient die mechanische Prozessführung vor allem zur Herstellung verschiedener Brennstoffqualitäten (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006). Beide Zielsetzungen sind in einer MBA immer kombiniert und können flexibel betrieben werden.

Hauptziel der mechanischen Aufbereitung ist die Konditionierung für nachgeschaltete biologische Behandlung und/oder Verbrennung sowie Stoffstromtrennung. Dabei werden auch Stör- und Schadstoffe aus dem Stoffstrom ausgeschieden (KRANERT, 2017).

Von der Qualität der mechanischen Aufbereitung hängt unter anderem ab, ob von der späteren Rottefraktion die Deponiebedingungen ($H_0 < 6.600 \text{ kJ/kg TM}$) eingehalten werden können. Sehr wichtig für die Grenzwerteinhaltung ist eine weitgehende Kunststoffabtrennung (BINNER et al., 2004).

Abbildung 9 zeigt ein schematisches Prozessbild der mechanischen Aufbereitung.

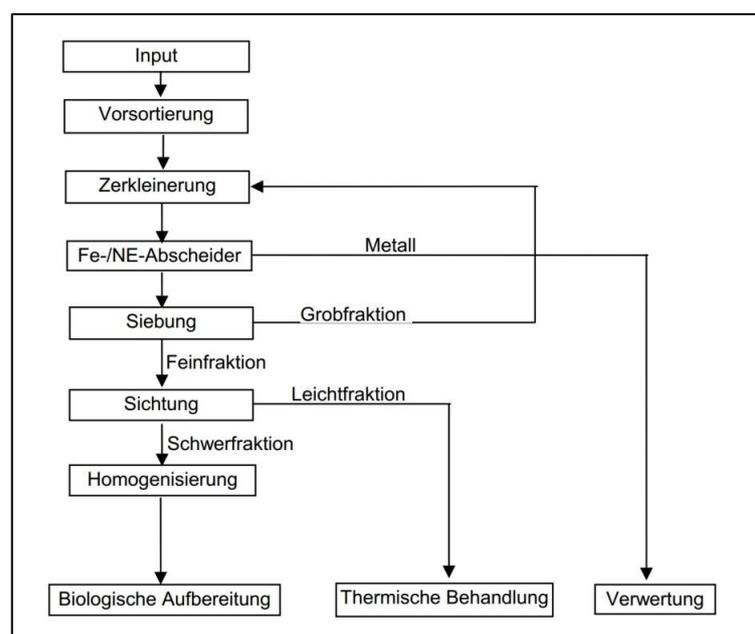


Abbildung 9: Prozessbild der mechanischen Aufbereitung einer MBA (KRANERT, 2017)

Vorsortierung

Der Umfang der Vorsortierung, ob mechanisch oder händisch, hängt vor allem von der Beschaffenheit der angelieferten Abfälle und damit von dem vorgelagerten Sammelsystem ab. In heimischen MBA-Anlagen kommen dabei zwei Methoden zum Einsatz. In Sortierkabinen mit entsprechender Klima- und Lüftungstechnik werden Störstoffe wie Altholz, grobe Metallteile und Steine sowie Wertstoffe aussortiert. Die zweite Methode besteht aus der bereits oben beschriebenen visuellen Vorsortierung im Bunker (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006).

Zerkleinerung

Durch Zerkleinerung wird das Material aufgeschlossen bzw. die Korngröße verringert; dabei wird auch eine Homogenisierung des Materials erreicht.

Ist der angelieferte Abfall noch nicht vorkonditioniert, sondern befindet sich noch in Müllsäcken, so wird dieser an einem Rotor mit Reißdornen vorbeigeführt (Sack-Aufreißer) und geöffnet. Anschließend gelangt der Abfallstrom zu den schnell- oder langsam laufenden Zerkleinerungsaggregaten.

In österreichischen MBA-Anlagen sind „Langsamläufer“, bestehend aus einer beweglichen Welle und einem festen Scherkamm, vorherrschend. Dabei wird das Material durch Scher- oder Schneidbeanspruchung zerkleinert. Es gibt auch Zweiwellen-Langsamläufer, welche das Material zwischen zwei gegenläufigen Walzen zerkleinern.

Prall- und Hammermühlen, sog. „Schnellläufer“, werden vor allem für die Nachzerkleinerung eingesetzt, das Material wird durch Prall- oder Schlagbeanspruchung zerkleinert (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006).

Tabelle 7 zeigt häufig eingesetzte Zerkleinerungsaggregate in österreichischen MBA-Anlagen. Die Zielkorngröße ist unterteilt in grob (250-500 mm), mittel (100-250 mm) und fein (< 25 mm) (BILITEWSKI et al., 2018).

Aggregat	Typ	Beanspruchungsart	Zielkorngröße
Rotorschere	Langsamläufer	Scher- und Schneidbeanspruchung	grob, mittel
Einwellenzerkleinerer (Schredder)	Langsamläufer	Zugbeanspruchung sowie Biegung, Torsion (Reißbeanspruchung) und Schlag	mittel
Zweiwellen-Langsamläufer (Schredder)	Langsamläufer	Zugbeanspruchung sowie Biegung, Torsion (Reißbeanspruchung) und Schlag	mittel

Prallmühle	Schnellläufer	Prallbeanspruchung (Biegung, Torsion)	mittel
Hammermühle	Schnellläufer	Prall-Druck- Schubbeanspruchung	mittel,fein

Tabelle 7: Zerkleinerungsaggregate (eigene Darstellung nach NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006; GOLDMANN und MARTENS, 2016)

Fe- und NE-Metallabtrennung

Der Fe- und NE-Metallschrott im Abfallstrom stellt eine Wertstoffquelle dar, stört aber auch den Aufbereitungsprozess und kann Behandlungsaggregate beschädigen. Deshalb werden Metalle aus dem Abfallstrom mittels Magnetabscheidern und Wirbelstromscheidern abgeschieden.

Für die Abtrennung des Fe-Metallschrotts werden in den heimischen MBA-Anlagen Magnetabscheider eingesetzt. Dabei kommen vor allem Überbandmagnetabscheider zum Einsatz. Der Abfallstrom ist zu Beginn des Aufbereitungsprozesses oft nicht genügend aufgeschlossen, weshalb Überbandmagnetabscheider auch in späteren Prozessschritten eingesetzt werden, um die Gesamtabseideleistung zu erhöhen (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006). Je nach Anlage beträgt die Gesamtabseideleistung von Fe- und NE-Metallen zwischen 2 und 4 % des Gesamtoutputs (BILITEWSKI et al., 2018). Die Abscheider sind meist als Elektro- bzw. Permanentmagnete ausgeführt und werden an Übergabestellen zwischen Förderbändern und Behandlungsaggregaten positioniert, um dort die magnetischen Bestandteile aus dem Materialstrom herauszuheben. Die abgetrennten Metalle fallen dann in einen dafür bereitgestellten Container (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006).

Fe-Metallfraktionen können auch mit einem Trommelmagnetabscheider abgeschieden werden. Hierbei ist in einer Förderbandumlenktrommel ein Magnet stationär angebracht, d.h. das Magnetelement dreht sich nicht mit der Fördertrommel mit. Die magnetischen Bestandteile bleiben an der Fördertrommel haften und fallen in einen bereitgestellten Container, während nicht magnetische Stoffe schon früher von der Fördertrommel abgeworfen werden (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006).

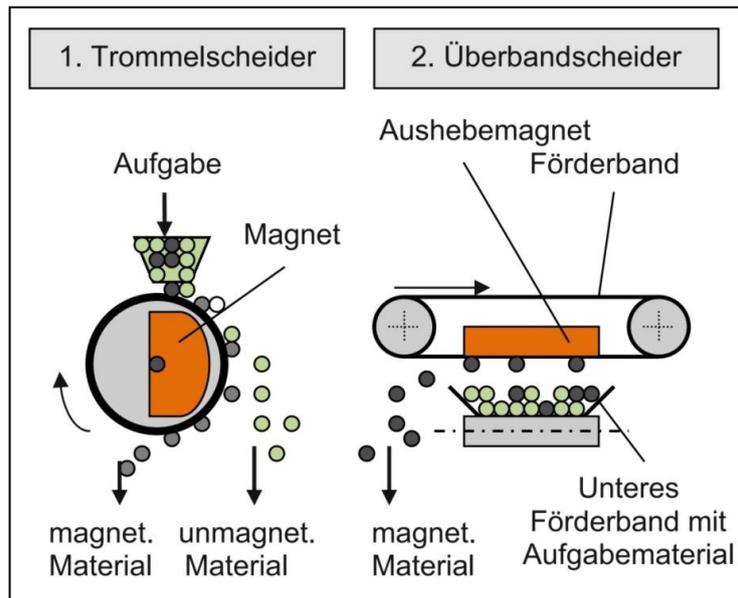


Abbildung 10: Magnetabscheider (GOLDMANN und MARTENS, 2016)

Zur NE-Metallabscheidung werden Wirbelstromscheider in der Regel nach der Fe-Metallabscheidung eingesetzt. So wird sichergestellt, dass der Abtrenngrad erhöht ist, weil der Stoffstrom in den vorangegangenen Aufbereitungsschritten besser aufgeschlossen wurde. Ziel der NE-Metallabtrennung ist die Gewinnung von einem sauberen NE-Metallkonzentrat aus Aluminium, Kupfer, Zink etc. Durch ein hochfrequentes Magnetfeld wird den NE-Metallteilchen im Abfallstrom auf dem Förderband ein elektrischer Wirbelstrom induziert. In den NE-Metallen wirkt durch den Wirbelstrom die Lorentz-Kraft, wodurch diese in Förderbandrichtung ausgeworfen werden (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006).

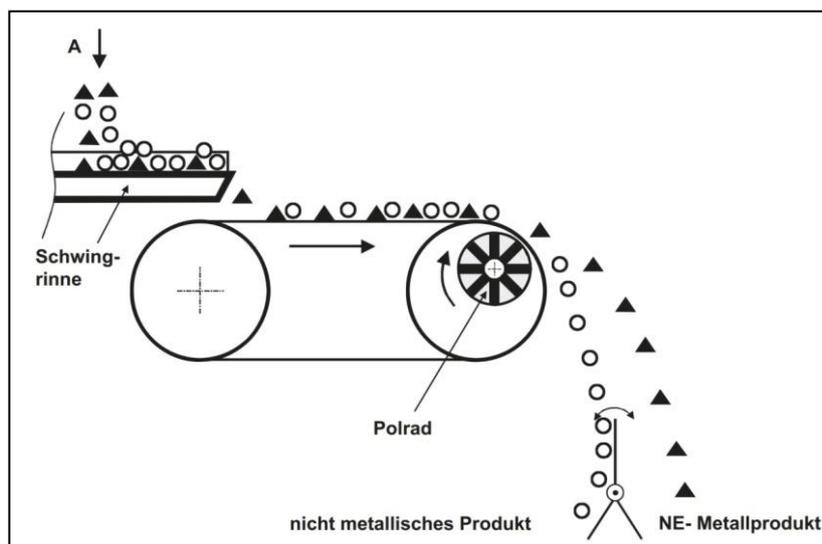


Abbildung 11: Wirbelstromabscheider (KRANERT, 2017)

Siebung

Durch die Siebung wird der Abfallstrom in eine Grob- und eine Feinfraktion getrennt. In der Grobfraktion befinden sich hauptsächlich Stoffe, die für eine thermische Behandlung geeignet sind, während die Feinfraktion einen hohen biologisch abbaubaren Anteil hat und deshalb für die biologische Behandlung geeignet ist. Abhängig von Platzbedarf und den Behandlungsanforderungen wird zwischen verschiedenen Siebaggagaten gewählt.

Die Siebschnitte in Tabelle 8 sind mit grob (Siebschnitt > 100 mm), mittel (Siebschnitt 10-100 mm) und fein (Siebschnitt < 10 mm) gekennzeichnet (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006; KRANERT, 2017).

Typ	Siebschnitt	Beschreibung
Kreisschwingsieb	grob, mittel	In Transportrichtung geneigter Siebrahmen ist auf Spiralfedern gelagert und wird durch Unwuchtmotoren in Schwingbewegung gebracht. Während Transport des Siebgutes findet Trennung statt.
Spanwellensieb	mittel, fein	Auf Querträger fixierte elastische Siebmatten werden abwechselnd ge- und entspannt. Dadurch gerät Siebgut in Bewegung und wird getrennt, ein Verkleben wird erschwert.
Trommelsieb	grob, mittel	In einer rotierenden und gelochten Stahltrommel wird das Siebmaterial umgewälzt, getrennt und dabei nach vorne transportiert. Es können mehrere Kornfraktionen gleichzeitig abgeschieden werden. Verstopfungsgefahr muss durch regelmäßige Reinigung verhindert werden.
Rüttelsieb	mittel	Unwuchtmotoren bringen gelochten und geneigten Siebboden zum Rütteln. Durch Maschenweite wird gewünschte Korngröße des Siebmaterials erreicht. Ausführung als Ein- oder Doppeldeckersieb.
Sternsieb	mittel, fein	Siebmaterial wird über rotierende sternförmige Scheiben geführt. Siebrest fällt durch Sterne, die einen gewissen Abstand haben. Überkorn wird bis ans Ende des Siebdecks weitergeführt. Vorteil des Sternsiebs sind minimierte Vibrationen.

Tabelle 8: Siebssysteme (eigene Darstellung nach NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006; KRANERT, 2017)



Abbildung 12: Rüttelsieb, Anlage Halbenrain (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006)

Sichtung

Durch Sichtung kann der Abfallstrom in verschiedene Fraktionen bzw. Qualitäten getrennt werden. Dabei wird, ähnlich wie bei der Siebung, die hochkalorische Leichtfraktion aus dem Abfallstrom abgetrennt. Fast immer werden die Sichtungsaggregate, Windsichter sowie Schwimm-Sink-Sichter, nach dem Siebvorgang angeordnet.

Bei der Windsichtung wird mit Hilfe eines Luftstromes das Leichtgut ausgeblasen und so vom Grob- und Schwergut getrennt. Die bestimmende Kenngröße ist dabei die stationäre Sinkgeschwindigkeit, die von Größe, Form und Dichte der Abfallpartikel abhängig ist. Bei Gegenstromsichter wird das Schwergut gegen den Luftstrom ausgetragen, bei Querstromsichter wird das Schwergut quer zum Luftstrom ausgetragen. Eine Sonderform ist der Zick-Zack-Sichter, durch den kaskadenförmigen Kanal erfolgt die Sichtung in mehreren Stufen und es wird damit ein verbesserter Abtrenngrad erreicht. Die Windsichtung ist sehr energieintensiv, da die Erzeugung des Luftstroms entsprechend starke Ventilatoren benötigt (GOLDMANN und MARTENS, 2016; NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006).

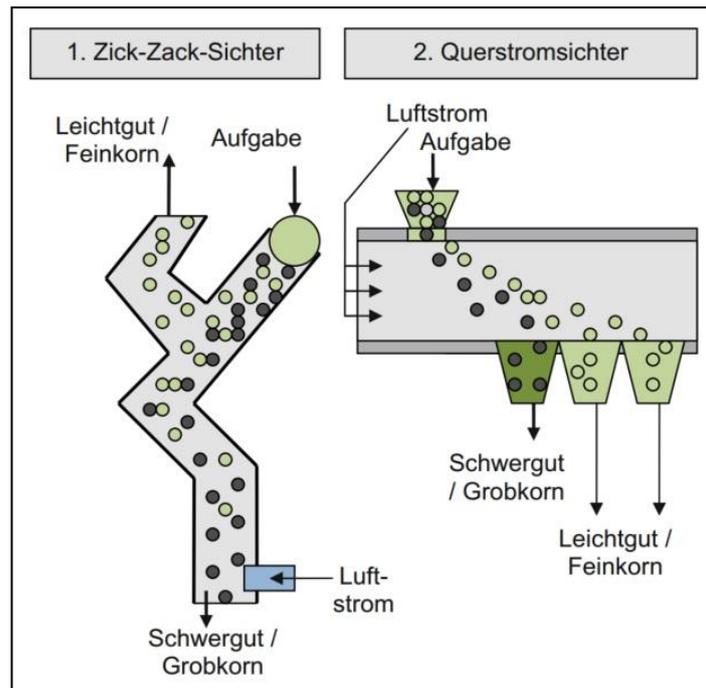


Abbildung 14: Zick-Zack- und Querstromsichtung (GOLDMANN und MARTENS, 2016)

Bei der Schwimm-Sink-Sichtung erfolgt die Separierung in einer Trennflüssigkeit, meist Brauchwasser. Die Dichte der Trennflüssigkeit liegt zwischen den zu trennenden Stoffen, die spezifisch leichtere Leichtfraktion schwimmt auf, die Schwerfraktion sinkt zu Boden. Die Leichtfraktion wird ausgeschleust, auf die gewünschte Partikelgröße zerkleinert und einer thermischen Behandlung zugeführt, die Schwerfraktion kommt in die biologische Behandlung. Schwimm-Sink-Sichter können der Windsichtung nachgeführt werden, um die Schwerfraktion noch effizienter zu trennen (GOLDMANN und MARTENS, 2016; NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006).

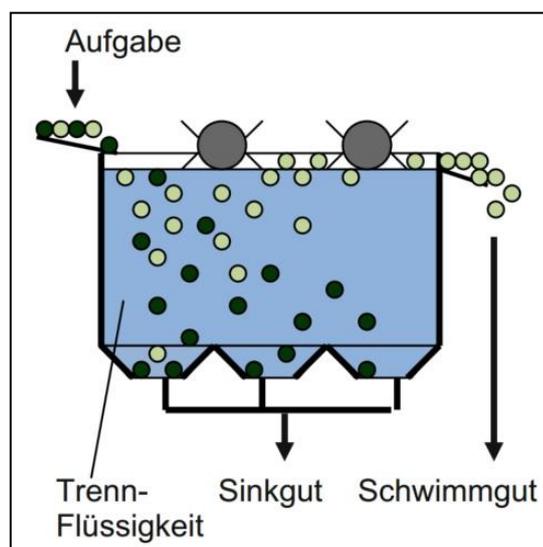


Abbildung 13: Schwimm-Sink-Sichtung (GOLDMANN und MARTENS, 2016)

Zusätzliche mechanische Aufbereitungsaggregate

Neben den bisher erwähnten Aufbereitungstechniken kommen in österreichischen MBA-Anlagen noch weitere Aggregate zum Einsatz:

Mischaggregate werden vor der biologischen Stufe eingesetzt und homogenisieren den Materialstrom bzw. vermischen mehrere Materialströme. Dabei kann auch ein optimaler Feuchtegehalt mit Brauchwasser oder Klärschlamm eingestellt werden. Zur Verwendung kommen dabei Schneckenwellenmischer, Rührwerke und Mischtrommeln.

Ballistische Separatoren trennen einen Abfallstrom in eine Schwer- und Leichtfraktion sowie eine Grob- und Feinfraktion. Auf einer beweglichen, geneigten und perforierten Ebene splitten spezielle Rüttelelemente den Abfallstrom nach Dichte, Form und Korngröße.

Hartstoffabscheider sind kaskadenartig angeordnete Trennbleche, die schwere und körperförmige Hartstoffe von leichten und flächenförmigen Teilen durch kinetische Energie trennen. Durch die Vibration der Trennbleche sinken voluminöse und schwere Teile nach unten, während flächenförmige und leichte Teile nach oben steigen. Es kommt also zu einer Trennung von Hartstoffen und Leichtgut (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006).

Um die Qualität der Ersatzbrennstoffe zu verbessern, können in einem letzten Schritt auch Nah-Infrarot (NIR)-Detektionssysteme mit Separationsaggregaten (Ausblasen) eingesetzt werden (KRANERT, 2017). Dabei wird die Transmission bzw. Reflexion von elektromagnetischer Strahlung in einem Wellenlängenbereich von 760-2500 nm gemessen. Materialien haben eine spezifische Rückstrahlung, die sog. „Farbe“. Durch ein Sensorsystem wird der angestrahlte Materialfluss erfasst, in einer Recheneinheit verarbeitet und einer bestimmten Materialklasse zugeordnet. Mit Ausblasventilen werden die organischen Materialien (Kunststoffe, Holz, Papier etc) in einen Auswurfschacht geblasen (SAUBERMACHER DIENSTLEISTUNGS AG, 2010). Abbildung 15 zeigt das Verfahrensprinzip der NIR-Sortierung.

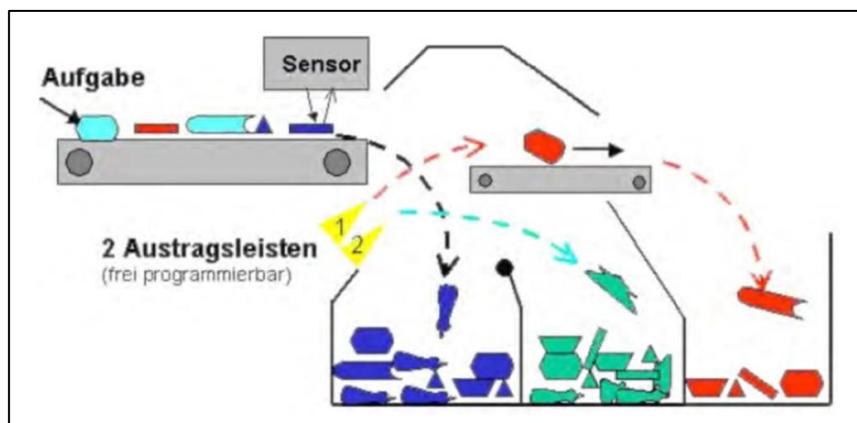


Abbildung 15: Verfahrensprinzip NIR-Sortierung (SAUBERMACHER DIENSTLEISTUNGS AG, 2010)

Verpressung

Für die Verbrennung werden konfektionierte Abfallfraktionen häufig verpresst, damit sie Volumen verlieren und damit besser transportfähig gemacht werden. In österreichischen MBA-Anlagen kommen Ballen- und Containerpressen zum Einsatz.

In der Ballenpresse kann die Abfallfraktion mit einem Druck von über 100 Tonnen hydraulisch verdichtet werden. Anschließend werden die Ballen mit Drähten oder Kunststoffschnüren „umreift“. Mit Ballenklammerstaplern werden die Ballen entweder sofort verladen oder in ein Zwischenlager verbracht. Mit der Containerpresse wird die Abfallfraktion sofort in einen Transportcontainer verpresst und kann dann per LKW oder Bahn abtransportiert werden (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006)



Abbildung 16: Ballenpresse der MBA-Anlage Oberpullendorf, eigene Aufnahme.

6.2.3 Biologische Behandlung

Die biologische Behandlung kann aerob oder in einer Kombination aus anaeroben und aeroben Prozessschritten erfolgen. Da in Österreich anaerobe Systeme nicht eingesetzt werden, wird auf deren Beschreibung verzichtet.

6.2.3.1 Der Rotteprozess

Dieses Kapitel beschreibt den Rotteprozess, dessen Verständnis für die Kompostierung und damit auch für die biologische Behandlung in MBA-Anlagen unabdingbar ist. Natürlich sind Ziele sowie Produkte von Kompostierungsanlagen und MBA-Anlagen unterschiedlich. In einer Kompostierungsanlage wird biogener Abfall aus der getrennten Sammlung in den Wertstoff Kompost umgewandelt (stoffliche Verwertung), während in einer MBA Siedlungsabfall vorbehandelt und ein Deponiegut erzeugt wird (Entsorgung). Dennoch ist die biologische Behandlungsstufe einer klassischen MBA prozess- und verfahrenstechnisch mit der Kompostierung vergleichbar (KRANERT, 2017).

Der Rotteprozess ist ein aerober Vorgang, weshalb er auf ausreichende Versorgung mit Luftsauerstoff angewiesen ist. Mikroorganismen oxidieren mit dem Sauerstoff, die ihnen angebotenen Kohlenstoffquellen zu Kohlenstoffdioxid und Wasser, dabei wird ca. 60-70 % der umgewandelten Energie als Wärme freigesetzt (KRANERT, 2017):



In Siedlungsabfällen besteht die organische Substanz aus biogenen, synthetischen oder modifizierten natürlichen organischen Verbindungen. Diese Verbindungen lassen sich in Gruppen zusammenfassen, die ähnliche chemische Eigenschaften haben und entscheidend für Abbaubarkeit und das Verhalten der Zwischen- und Endprodukte sind. Ebenfalls relevant für das Abbauverhalten einer Substanz sind Vernetzungsgrad, Struktur sowie die Kombination mit anderen hoch- und niedermolekularen Verbindungen. Natürlich beeinflussen auch die äußeren Milieubedingungen die mikrobielle Aktivität und damit die Abbaubarkeit (BINNER et al., 2004).

Die Zersetzung der organischen Substanz findet durch das Zusammenwirken von (bio)-chemischen und mikrobiologischen Vorgängen statt, wobei den Großteil des Abbaus mikrobielle Stoffwechselforgänge bestimmen. Die Hydrolyse leitet den Abbau hochmolekularer Substanzen ein; sie führt zur Spaltung in kleine Bruchstücke. Dies geschieht durch extrazelluläre Enzyme der Mikroorganismen. Im Gegensatz zu niedermolekularen Verbindungen, die von allen Mikroorganismen abgebaut werden, benötigen hochmolekulare Verbindungen Spezialisten und mutualistische Symbiosen, also das Zusammenwirken verschiedener Mikroorganismengruppen (BINNER et al., 2004).

Wichtige Mikroorganismengruppen für den aeroben Abbau können in 3 Gruppen eingeteilt werden:

	Actinomyceten	Bakterien	Pilze
Besondere Eigenschaften	sind Bakterien, nehmen aber durch ihr mycelartiges Wachstum eine Sonderstellung ein	schnelles Wachstum und Toleranz für hohe Temperaturen, 80-90 % der Rotteleistung	durch ihre Säuretoleranz und Aversion gegen hohe Temperaturen sind sie vor allem am Beginn der Rotte zu finden
Temperaturobergrenze	65 °C	75 °C	60 °C
pH-Wert-Optimum	neutral bis schwach alkalisch	neutral bis schwach alkalisch	schwach sauer
Sauerstoff	bevorzugen gut durchlüftete Bereiche	niedrigste Anforderungen an Sauerstoffgehalt	bevorzugen gut durchlüftete Bereiche
Wichtige Gattungen	<i>Thermoactinomyces</i> , <i>Thermomonaspora</i>	<i>Pseudomonas</i> , <i>Bacillus</i>	<i>Mucor</i> , <i>Aspergillus</i> , <i>Penicillium</i>

Tabelle 9: Mikroorganismengruppen (eigene Darstellung nach BINNER, 2004 und KRANERT, 2017)

Während der Rotte werden nicht nur organische Verbindungen abgebaut, sondern es wird aus den Abbauprodukten auch mikrobielle Biomasse aufgebaut und neue hochmolekulare Substanzen synthetisiert. Diese Ab- und Umbauprodukte sind chemisch nicht genau definiert, da die einzelnen Rottephasen ineinander übergehen. Eines der wichtigsten Syntheseprodukte sind Huminstoffe. Diese sind überaus wichtig für die Bodenstabilität, das Wasserhaltevermögen, für die Immobilisierung von organischen Schadstoffen und Schwermetallen sowie der Bildung von Kohlenstoff- sowie Stickstoffsinken. Aufgrund dieser zahlreichen positiven Eigenschaften wird bei der Kompostierung ein möglichst großer Anteil an stabilen Huminstoffen angestrebt. Eine zu schnell ablaufende Mineralisierung (Umwandlung der organischen Substanzen zu CO₂ und H₂O) reduziert die Huminstoffbildung. Neben Huminstoffen gibt es auch anorganische Komponenten, die zur Stabilisierung der organischen Substanz beitragen, wie etwa Tonminerale. Da im Laufe der Kompostierung der anorganische Fraktionsanteil durch Mineralisierung anwächst, steigt mit zunehmender Rottezeit auch ihr Beitrag zur Stabilisierung (BINNER et al., 2004).

Während bei der Kompostierung das Hauptaugenmerk auf die Huminstoffbildung gelegt wird, steht bei der MBA die Mineralisierung im Vordergrund. Trotzdem kommt es auch in einer MBA zu Huminstoffbildung, was die „Kohlenstoffsenkenfunktion“ der Deponiefraktion begünstigt.

Nach BINNER et al., 2004 zählen folgende Verbindungen zu den wesentlichen Abbauprodukten des Rotteprozesses:

- H₂O
- CO₂
- NH₄⁺
- Niedere Carbonsäuren
- SO₂
- Schwermetalle und Nährstoffe werden durch Hydrolyse/Mineralisierung verfügbar (wasserlöslich), in weiterer Folge aber zum Teil in die Stoffmatrix (Huminstoffe) eingebunden (schwer verfügbar).

6.2.3.2 *Rotteparameter*

Die Rotteparameter zeigen eine deutliche Abhängigkeit vom Rotteverlauf und damit von der Rottedauer. Nachstehend werden die wichtigsten Parameter, die den Rotteprozess beeinflussen, dargestellt.

Temperatur

Aufgrund der aeroben mikrobiellen Aktivität wird Energie in Form von Wärme freigesetzt. Dadurch kommt es zur Ausbildung von drei charakteristischen Rottephasen: kurze mesophile Startphase, thermophile Phase und nach Überschreiten des Temperaturmaximums wieder eine lang andauernde mesophile Phase. Am Beginn der Rotte kommt es zu einem raschen Temperaturanstieg (Selbsterhitzung), hervorgerufen durch hohe mikrobielle Aktivität aufgrund der großen Menge an leicht verfügbarer organischer Substanz. Die Abbauvorgänge verlangsamen sich durch die Abnahme des leicht verfügbaren Substrates. Durch die Temperaturänderungen kommt es auch zu einer Abfolge unterschiedlicher Mikroorganismenpopulationen. Schon am Beginn der Rotte gibt es eine hohe Artenvielfalt. Die höchste mikrobielle Diversität besteht zwischen 35 °C und 40 °C, die höchsten Mineralisierungsraten werden jedoch bei 45 °C bis 60 °C erreicht. Ein guter Indikator für die Mineralisierung sind die CO₂-Emissionen, die mit der mikrobiellen Tätigkeit ansteigen. Steigt die Temperatur über 45 °C, so geht die Zahl der Actinomyceten und Pilze stark zurück. Mit der Temperaturerhöhung steigt die Zahl an Pilzsporen, während die vegetativen Formen abnehmen. Über 60 °C können sich nur mehr Bakterien behaupten. Über 75 °C findet eine Selbstlimitierung statt und es kommt wieder zu einer Temperaturabnahme. Sobald wieder mesophile Verhältnisse herrschen, treten Pilze wieder vermehrt in Erscheinung (BINNER et al., 2004; KRANERT, 2017).

Sauerstoff

Die Sauerstoffversorgung der Mikroorganismen hängt von mehreren Faktoren ab. Leicht abbaubare Substanzen in Zusammenspiel mit der Prozesstemperatur zwischen 45 °C und 60 °C bewirken eine große Aktivität der Mikroorganismen, was einen sehr hohen Sauerstoffbedarf verursacht. Mit fortlaufender Rottedauer nimmt der Sauerstoffbedarf ab. Die höchste Mikroorganismen-Aktivität wurde bei Sauerstoffgehalten zwischen 15 v/v % und 20 v/v % gemessen (BINNER et al., 2004).

Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnis

Kohlenstoffverbindungen werden nur dann von Mikroorganismen verwertet, wenn Stickstoff in ausreichender Menge vorhanden ist. Das für den Rotteprozess optimale C/N-Verhältnis liegt zwischen 1:25 und 1:35. Weicht das C/N-Verhältnis vom Optimum nach oben ab, so hat dies eine Verlängerung der Rottezeit zur Folge (die Abbaugeschwindigkeit sinkt). Ist das C/N-Verhältnis deutlich unter 25, so kommt es zu Stickstoffverlusten durch Ammoniakbildung (die Mikroorganismen können nicht den gesamten verfügbaren Stickstoff verwerten). Geruchsemissionen und Nährstoffverluste sind die Folge (BINNER et al., 2004; KRANERT, 2017).

pH-Wert

Der pH-Wert zeigt, ähnlich wie die Temperatur, einen für den Rotteprozess typischen Verlauf. Die hohe Aktivität von Säurebildner am Anfang der Rotte (Hydrolyse) führt zu einer Absenkung des pH-Werts. Nachdem ihre Stoffwechselprodukte umgesetzt sind, erfolgt ein schneller Anstieg in den neutralen Bereich (BINNER et al., 2004).

Wassergehalt

Der Wassergehalt im Substrat hat einen wichtigen Einfluss auf die mikrobielle Aktivität, da Mikroorganismen Nährstoffe und Sauerstoff nur in gelöster Form aufnehmen können. Ausschlaggebend für einen Abbau förderlichen Wassergehalt sind Wasserkapazität und Struktur (Luftporenvolumen) des Rottegutes. Der optimale Wassergehalt für die höchste mikrobielle Tätigkeit liegt bei der Bioabfallkompostierung in der Regel im Bereich zwischen 45 % FM bis 65 % FM. Für Rottegut mit höherem mineralischen Anteil liegt er entsprechend niedriger (BINNER et al., 2004; KRANERT, 2017).

Zur Veranschaulichung des Rotteverlaufs dient Abbildung 17:

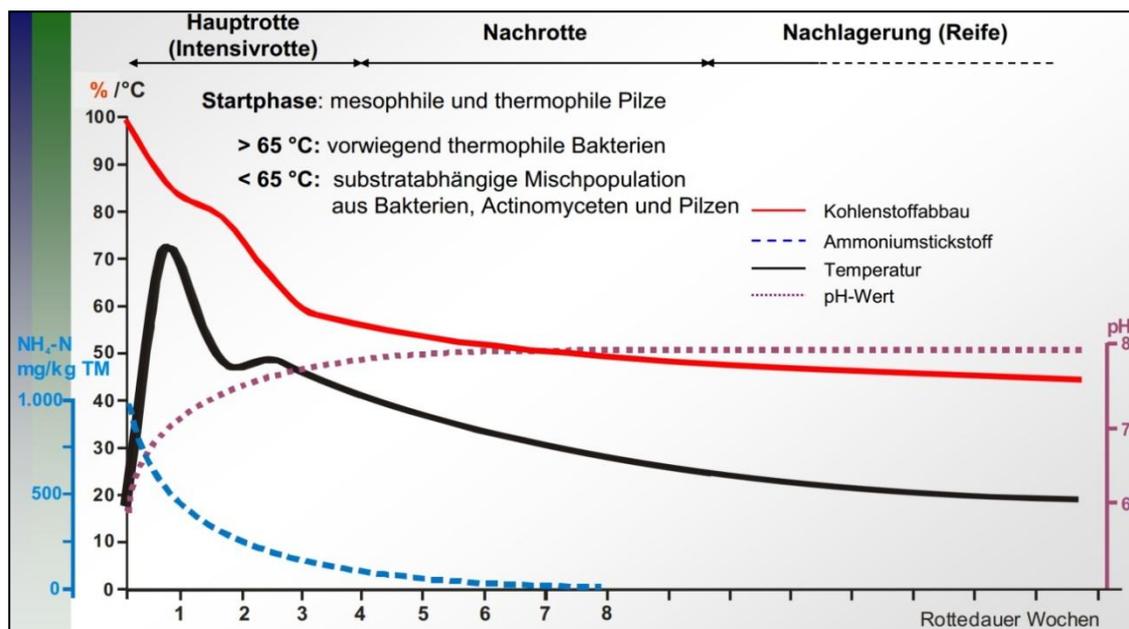


Abbildung 17: Veränderung charakteristischer Parameter während der Rotte (ABF-BOKU, 2020)

6.2.3.3 Rottetechnik in österreichischen MBA-Anlagen

Die biologische Behandlung in der MBA unterscheidet zwischen rein aeroben Rotteverfahren und anaerob-aeroben Verfahren. Bei anaerob-aeroben Verfahren wird der Abfallinput unter Sauerstoffabschluss vergärt, dabei entsteht Biogas. Der Gärrest muss anschließend immer mit einer aeroben Nachrotte stabilisiert werden (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006).

In Österreich gibt es keine MBA-Anlagen mit anaerob-aeroben Behandlungsstufen, weshalb in dieser Arbeit auch nicht näher darauf eingegangen wird. Wird in dieser Arbeit von MBA-Anlagen gesprochen, so sind damit immer aerobe MBA-Anlagen gemeint.

Rotteverfahren können nach Art der Umschließung unterschieden werden. Im Fall einer MBA werden unterschiedliche Systeme (geschlossen, umhaust, überdacht, offen) miteinander kombiniert. Die MBA-Richtlinie schreibt für die mindestens vierwöchige Hauptrotte ein geschlossenes System vor. Dadurch wird eine kontrollierte Erfassung und Reinigung der Abluft sichergestellt. Hat das Rottematerial nach der Hauptrotte eine $AT_4 < 20 \text{ mgO}_2/\text{g TM}$, so kommt für die Nachrotte im Regelfall ein offenes System zum Einsatz (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006).

Geschlossenes System

Geschlossene Anlagen werden meist als Tunnelreaktoren, Rotteboxen bzw. Rottecontainer ausgeführt (BILITEWSKI et al., 2018). Der große Vorteil des geschlossenen Systems ist die Erfassungsmöglichkeit aller Emissionen sowie der Prozessregelung.

Das Funktionsprinzip von geschlossenen Rottereaktoren ist ähnlich. Tunnelreaktoren sind als geschlossene dichte Stahlbetontunnel mit einer verschließbaren Öffnung an der Stirnseite ausgeführt. Rotteboxen sind von oben befüllte Betonbecken mit „Deckel“. Rottecontainer sind in der Regel wärmeisolierte Metallbehälter (meist von der Stirnseite befüllt und entleert).

Geschlossene Rottereaktoren werden mittels Radlader oder Verteil-Förderbändern mit dem konditionierten Abfallinput beschickt und mit Toren (Stirnseite) oder Planen (Deckel) verschlossen. Nach der Intensivrotte werden sie per Radlader entleert, in Einzelfällen kommen auch Schubböden und Schleppnetze zum Einsatz. Ein weiterer Vorteil des geschlossenen Systems liegt in der aktiven und automatisierten Regelung der Parameter Sauerstoff/CO₂-Gehalt, Temperatur, Optimierung von Um- und Zuluftmenge mittels automatisierter Prozesstechnik. Dazu wird das Rottegut im geschlossenen Rottebereich über einen speziellen Belüftungsboden druck- oder saugbelüftet. Hierfür kommen Betonspaltböden, Spigottböden, mit Kunststoffnetz abgedeckte Betongitterkonstruktionen oder perforierte Metallplatten zum Einsatz (BILITEWSKI et al., 2018; NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006).

Bei der Druckbelüftung wird Luft (Frischlufte bzw. Mischlufte im Umluftebetrieb) vom Boden aus durch das Rottematerial geblasen. Über Öffnungen an der Tunneldecke wird das im Prozess entstandene CO₂ sowie gasförmige Reaktionsprodukte, Wärme und Wasser abgesaugt (BINNER et al., 2004). Über Messung der Abluftkonzentrationen (O₂ oder CO₂) kann die Zuluftmenge mittels Sollwertvorgabe automatisch geregelt werden. Meist werden die Anlagen im Umluftebetrieb gefahren, um weniger Abluftmengen reinigen zu müssen.



Abbildung 18: Intensivrottetunnel, Anlage Wiener Neustadt (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006)

Bei Saugbelüftung wird Luft aus dem „Unterraum“ abgesaugt. Die Druckbelüftung wird in der Anlagentechnik der Saugbelüftung vorgezogen, da der Energieverbrauch geringer ist (Luftstrom in der Miete bewegt sich in gleiche Richtung wie die Thermik) und es nicht zu Verdichtungen am Mietenfuß kommt (BMLFUW, 2005).

Wird das Rottematerial zu wenig befeuchtet und/oder zu intensiv belüftet, droht eine (bereichsweise) Austrocknung. Dies hat eine Verringerung der Mikroorganismenaktivität zur Folge und führt zu einer Verzögerung, im Extremfall sogar zur Unterbindung der Rotte. Mittels Einspritzdüsen an der Reaktordecke wird versucht, eine Befeuchtung des Rottematerials mit Prozess- oder Frischwasser zu erreichen. Eine gleichmäßige Befeuchtung ist aber nur durch Wasserzugabe während des Umsetzens möglich.

Die Temperatur des Rottematerials wird direkt mit Messlanzen oder indirekt über den Abluftstrom gemessen. Die Rottetemperatur kann mit der Luftsteuerung (Umluftbetrieb/Frischlufbetrieb) und der oben beschriebenen Befeuchtung reguliert werden.

Zusätzlich kann ein dynamischer Zwischenschritt durchgeführt werden. Hierzu wird der Tunnel nach ca. 14 Tagen geöffnet und das Rottegut in einer Aufbereitungsmaschine gemischt, falls notwendig befeuchtet und anschließend wieder in den Tunnel eingebracht. Ohne diesen Zwischenschritt besteht die Gefahr, dass die Rotte zusammenbricht, da es zu einem bereichsweisen Austrocknen kommen kann (BILITEWSKI et al., 2018; NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006).

Eingehaustes System

Beim eingehausten System wird die biologische Behandlung in unter Unterdruck stehenden Hallen durchgeführt. So ist eine Ablufferfassung möglich, die lediglich durch das Öffnen und Schließen der Hallentore beeinträchtigt wird.

Zur biologischen Behandlung wird das Rottematerial im Regelfall in Form zwangsbelüfteter Zeilen- oder Tafelmieten mit Radladern in der Halle aufgeschüttet und mittels mobiler Umsetzer regelmäßig umgesetzt. Die für die Rotte unabdingbare Befeuchtung wird mit Regnern, Sprinkleranlagen oder direkt mit dem Mietenumsetzer durchgeführt. Zur Steuerung des Rotteprozesses wird mit den gleichen Parametern gearbeitet wie beim geschlossenen System.

Verglichen mit dem geschlossenen System wirken sich die großen Hallenabmessungen und damit das Erfassen und Reinigen von vielfach größeren Abluftmengen nachteilig aus (NEUBAUER und ÖHLINGER).

Die österreichische MBA-Richtlinie schreibt für die Hauptrotte zwingend ein geschlossenes oder eingehaustes System vor. Die dabei entstehende Abluft muss zur Gänze einer Abgasreinigung unterzogen werden (BMLFUW, 2002). In der Regel kann nach 4 Wochen Hauptrotte und einer $AT_4 < 20 \text{ mgO}_2/\text{g TM}$ des Rottematerials für die Nachrotte auf ein offenes System umgestellt werden (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006).

Überdachtes System

Werden Abfallbehandlungsbereiche zum Zweck des Witterungsschutzes (Regen) überdacht oder nur teilweise umbaut, wird von einem überdachten System gesprochen. Die Nachrotte wird in Form von Dreiecksmieten auf einer befestigten Fläche durchgeführt und durch mobile Umsetzer gewendet sowie befeuchtet. Durch den ständigen Stoffaustausch der Abluft mit der Umgebungsluft ist eine vollständige Abgaserfassung nicht möglich. Eine Verringerung der Abluftemissionen kann mit punktuellen Absaugungen erreicht werden. Mithilfe von Messlanzen kann eine zur Rottesteuerung erforderliche Temperatur- und/oder Porenluftmessung erfolgen (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006).



Abbildung 19: Nachrotte, Anlage Linz (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006)

Offenes System

Wenn sich Abfallbehandlungsbereiche oder Teile davon unter freiem Himmel befinden, handelt es sich um ein offenes System. Abluftemissionen können nur schwer erfasst werden. Der Untergrund muss als flüssigkeitsdichte Basisabdichtung konstruiert sein, damit Sickerwasser erfasst werden kann.

In österreichischen MBA-Anlagen werden offene Systeme nur für die Nachrotte verwendet, da die Abluft ab diesem Zeitpunkt nur noch wenig belastet ist oder als Pufferfläche vor dem Deponieeinbau genutzt wird. Die MBA-RL erlaubt offene Mietenrottesysteme ab $AT_4 < 20 \text{ mg O}_2/\text{g TM}$ nach der Hauptrotte (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006).

6.3 Emissionen

Emissionen aus der MBA können für die ökologische Bewertung, die genehmigungsrechtlichen Belange sowie auf die Umweltverträglichkeit eine große Auswirkung haben (KRANERT, 2017). Tabelle 10 stellt die emissionsrelevanten Verfahrensbereiche in der MBA dar.

Verfahrensschritte	Aggregate	Abwasser	Abluft	Sonstiges
Eingangs- und Übernahmebereich	Bunker	Presswasser	Geruch, Staub, Krankheitserreger	Lärm
Mechanische Aufbereitung	Zerkleinerungsanlagen, Siebe, Magnetscheider, Mischer Transportsysteme etc.	Geringe Mengen an Presswasser	Geruch, Staub, Krankheitserreger, Pilzsporen	Lärm
Biologische Behandlung	Mieten, Tunnel, Box	Prozesswasser	Geruch, Staub, Mikroorganismen, Pilzsporen, Methan, VOC, N ₂ O	Lärm
Abtransport	Lager, Nachsiegung, LKW		Geruch, Staub	Lärm

Tabelle 10: Emissionsrelevante Bereiche in der MBA (eigene Darstellung nach KRANERT, 2017).

6.3.1 Abluftreinigung

Bei geschlossenen bzw. umhausten Anlagenteilen ist eine Abluftbehandlung erforderlich. Mittels effizienter Absaugeinrichtungen können die Emissionen gezielt erfasst und den geeigneten Abluftreinigungsverfahren zugeführt werden. Belastete Abluft kann im Zuge der mechanischen Behandlung als Geruch, VOC und Staub auftreten, eine entsprechende Behandlung von VOC und Staub findet durch Staubfilter statt. Durch die biologische Behandlung werden Geruchsstoffe, VOC und Ammoniak emittiert, die durch eine Kombination von Nasswäscher mit Biofilter behandelt werden können (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006). Um den gesetzlich zulässigen TOC-Frachtwert zu erreichen, kann bei großen Luftmengendurchsätzen eine thermisch regenerative Nachverbrennung (RTO) erforderlich sein (BINNER et al., 2004). Massenkonzentrationen und Massenverhältnisse der Emissionen sowie die Bezugsgrößen Ablufttemperatur, Abluftvolumenstrom, Druck und Feuchte werden bei den geschlossenen Anlagenteilen kontinuierlich ermittelt, registriert sowie ausgewertet (BMLFUW, 2002). Wird für die Abluftreinigung eine RTO eingesetzt, ist dies, verursacht durch den hohen Energieverbrauch, der teuerste Prozessschritt im gesamten MBA-Prozess (COSKUN et al., 2018).

Staubfilter

Staub wird bei Annahme, Entladen, Zerkleinern und Bewegen der Abfälle sowie beim Umsetzen der Mieten emittiert. Dabei können im Staub Schwermetallverbindungen und schwerflüchtige organische Stoffe aber auch Pilzsporen und eventuell sogar Krankheitserreger nachgewiesen werden. Durch Staubfilter werden Staubemissionen besonders bei gekapselten Aggregaten behandelt (KLANERT 2017). In Österreich kommen Schlauchfilter, Membranfilter oder Gewebefilter zum Einsatz (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006).



Abbildung 20: Staubfilter, Anlage St. Pölten (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006)

Saurer Wäscher

Bei der Nasswäsche wird Abluft durch eine Kammer, in die Wasser eingedüst wird, geleitet. Dadurch kommt es zur Absorption von Luftschadstoffen in den Wassertröpfchen. Saure Wäscher werden vor der Abluftbehandlung mit dem Biofilter bzw. mit einer RTO-Anlage zur Ammoniakabscheidung eingesetzt. Ein weiterer Nutzen besteht in der Vorkonditionierung der Abluft für weitere Reinigungsverfahren sowie der Staubabscheidung. Beim sauren Wäscher wird zusätzlich Schwefelsäure (H_2SO_4) eingesetzt, durch Reaktion mit dem in der Abluft enthaltenem Ammoniak wird dieses durch Absenken des pH-Wertes in Ammonium umgewandelt. Dabei fällt verdünnte Ammoniumsulfatlösung $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ an, die als Sekundärrohstoffdünger eingesetzt werden kann (NEUBAUER und LAMPERT, 2012; CLEMENS und HOGREBE, 2004).

Biofilter

Eine technisch einfache sowie kostengünstige Methode, um geruchsbeladene und NMVOC-haltige Abluft zu reinigen, ist die Biofiltration. Durch Sorption werden die Luftschadstoffe in eine wässrige Phase überführt und diffundieren in einen Biofilm. Biologisch abbaubare organische Schadstoffe werden durch Mikroorganismen im Biofilm zu CO_2 und H_2O metabolisiert. Geschlossene Biofilter sind gemäß Österreichischer MBA-Richtlinie Stand der Technik, sie werden in Massivbetonbauweise oder in Containerbauweise ausgeführt (BMLFUW, 2015). Dabei variiert der Aufbau der Schichten, ebenso die Füllmaterialien. Folgende Filtermaterialien werden derzeit eingesetzt:

- Kompost
- gerissenes Wurzelholz
- gehäckseltes Holz und Rinde
- Fasertorf, Kokosfasern
- inerte Zuschlagsstoffe mit Blähton, Lavabims, Polystyrol etc.
- Mischungen aus diesen Materialien

Abhängig von Filtermaterial und Abluftkomponenten ist die Filterschicht zwischen 0,8 und 3 m hoch. Reichen die notwendigen anorganischen Nährstoffe wie Stickstoff, Phosphor u.a. wegen überwiegend inerten Filtermaterialien oder zu hohen Abluftkonzentrationen nicht aus, müssen diese Nährstoffe zusätzlich beigegeben werden (KRANERT, 2017). Die ideale Betriebstemperatur liegt zwischen $20\text{ }^\circ\text{C}$ und $40\text{ }^\circ\text{C}$. Der pH-Wert für eine optimale Betriebsführung liegt im neutralen bis leicht alkalischen Bereich. Damit eine unerwünschte Temperaturänderung vor allem durch Witterungseinflüsse verhindert wird, muss die Zulufttemperatur veränderbar sein. Weiteres ist eine ausreichende Befeuchtung wichtig, um die mikrobiellen Prozesse nicht zu hemmen. Methan und Ammoniak kann der Biofilter nur sehr eingeschränkt abbauen. Zudem reagiert der Biofilter schon bei geringen Mengen an NH_3 mit der Bildung von N_2O und NO . Infolgedessen kommt es auch zu einer Versäuerung des Filtermaterials und damit zur Herabsetzung der Reinigungsleistung des Biofilters. Um schädliche und hohe Stickstoffwerte im Rohgas zu reduzieren, muss die Abluft durch gezielte Maßnahmen vorkonditioniert werden. Die gebräuchlichste Methode dafür ist der schon erwähnte saure Wäscher (CUHLS et al., 1999). Ist die Abluft nur gering mit NH_3 belastet, so kann dem Biofilter ein neutraler Wäscher bzw. Luftbefeuchter vorgeschaltet werden. Nach der Reinigung im Biofilter wird die Abluft über einen Kamin abgeführt. Im Kamin finden Kontrollmessungen der Abluft statt (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006).



Abbildung 21: Biofilter der MBA-Anlage Oberpullendorf, eigene Aufnahme.

Regenerative Thermische Oxidation (RTO)

Um Abluftströme mit hoher Kohlenwasserstoffbelastung zu reinigen, wird die regenerative Thermische Oxidation (auch regenerative Nachverbrennung genannt) eingesetzt. Im Folgenden wird das Verfahren der RTO im Dreikammersystem erklärt.

Die vom sauren Wäscher (Abscheidung von NH_3) kommende Abluft wird weiter zur RTO-Anlage geführt und auf 50 °C vorgewärmt, um Korrosion zu vermeiden. Anschließend kommt das Abgas in den regenerativen Wärmetauscher A und wird bis nahe zur Reaktionstemperatur erwärmt. In der Brennkammer schaltet sich ein Brenner zu und die Schadstoffe werden bei ca. 800 °C oxidiert. Je konzentrierter die Abluft mit energiereichen Kohlenstoffverbindungen ist, desto geringer ist die notwendige Brennerleistung. Das gereinigte Heißgas strömt von der Brennkammer in den regenerativen Wärmetauscher B und gibt seine Wärme an den Regenerator ab, meist eine Speichermasse aus Keramikwabenkörper. Nach ca. 2 Minuten Verweilzeit wird das Gas in den Wärmetauscher C geleitet und verlässt diesen mit einer Reingastemperatur von ca. 82 °C , während Wärmetauscher A von noch vorhandenen Gasresten gespült wird. Danach folgt ein Zyklus von C nach A und Wärmetauscher B wird gespült. Durch das Dreikammersystem wird die regenerative Nachverbrennung nie unterbrochen, während ein Wärmetauscher ständig gespült werden kann (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006).

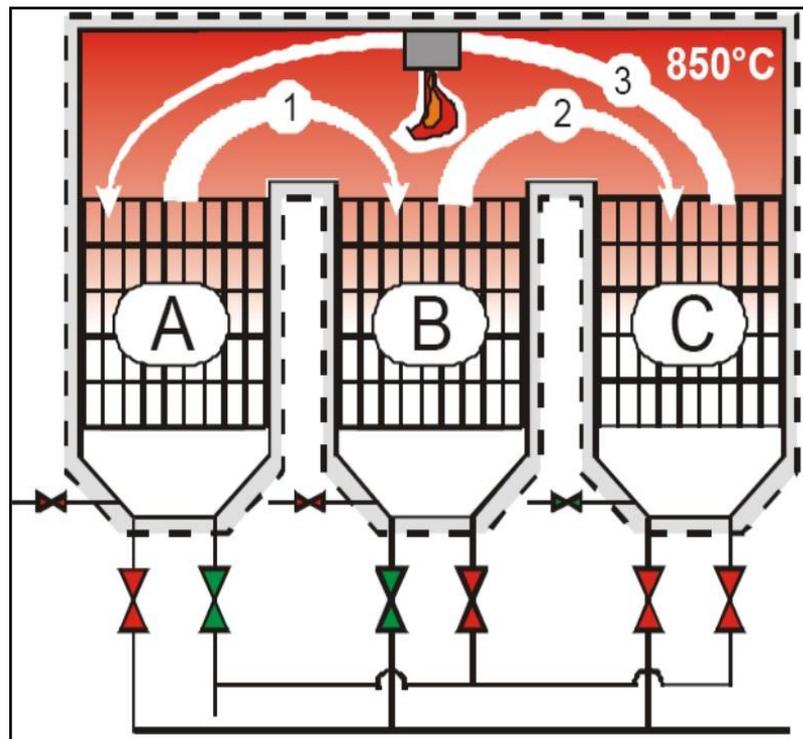


Abbildung 22: RTO mit Dreikammersystem (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006)

Um die Grenzwerte der MBA-RL unter Berücksichtigung einer möglichst geringen Klimabelastung einzuhalten, empfiehlt das österreichische Umweltbundesamt für die klassische Rotte, also aerobe biologische Intensivrotte in Kombination mit aerober biologischer Nachrotte, das Abluftreinigungskonzept der Kombination von Biofiltern und RTO. Damit können hoch belastete Abluftströme der Rotte mit der RTO und gering belastete Abluftströme, wie z.B. Hallenluft, mit dem Biofilter gereinigt werden (NEUBAUER und LAMPERT, 2012). In Österreich kommt in keiner MBA-Anlage und nur in der MBTS-Anlage in Wiener Neustadt eine RTO-Anlage zum Einsatz (UMWELTERKLÄRUNG, 2019).

Im Vergleich zu Biofiltern haben RTO-Anlagen höhere Betriebs- und Wartungskosten. Außerdem haben RTO-Anlagen durch den Einsatz von fossilen Brennstoffen (z.B. Erdgas) auch ein höheres Treibhauspotential, da aufgrund der geringen C-Konzentrationen in der Abluft selten ein autothermer Betrieb möglich ist (KRANERT, 2017). Nach NEUBAUER und LAMPERT, 2012 beträgt der durchschnittliche Gasverbrauch zur Aufrechterhaltung des Oxidationsprozesses 15 kWh/1000 m³ behandelter Abluft.

6.3.2 Abwasser

Nach BMLFUW, 2015 fallen in MBA-Anlagen drei unterschiedlich belastete Abwasserarten an:

- Häusliches Abwasser aus Sanitäranlagen (in geringem Umfang)
- Schwach belastetes Abwasser von Dach- und Verkehrsflächen

- Prozesswasser: Rotteflächen, Kondensation der Rotteabluft, Wäscher, bei der Schwimm-Sink-Trennung

Das anfallende Prozesswasser wird gesammelt, gereinigt und in den biologischen Kreislauf rückgeführt. Das Perkolat wird dazu über das unter dem Rottegut vorhandenen Belüftungssystem bzw. das darunter angebrachte Sickerwassersammelsystem erfasst. Rotteflächen ohne Belüftungssystem fangen das verschmutzte Oberflächenwasser in Sammelkanälen/-rinnen auf. Zusätzlich werden Niederschlagswässer von Dachflächen und asphaltierten Flächen gesammelt. Manche MBA-Anlagen bringen auch gereinigtes Deponiesickerwasser in den Wasserkreislauf ein. Die so gesammelten Wässer werden gefiltert und gelangen über Sammelleitungen in einen Prozesswassertank. Um den Ammoniumanteil des Prozesswassers zu verringern, verwenden einzelne MBA-Anlagen eine Nitrifikations- und Denitrifikationsstufe. In den Prozesswassertank wird abschließend noch Frischwasser beigemischt. Das gesammelte Wasser wird für das Befeuchten der Mieten verwendet (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006).

Es gibt MBA-Anlagen in Österreich, die ausschließlich Frischwasser zur Bewässerung der Rotte verwenden. Dieses Frischwasser stammt aus Niederschlagswassersammelbecken, Löschwasserteichen oder eigenen Brunnen (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006).

In Österreich überwiegt die Tendenz, Prozessabwasser vollständig zu vermeiden. Fallen trotzdem Prozesswässer an, so wird versucht, diese durch Kreislaufführung zu vermindern. Für das Jahr 2014 wurde eine Abwassermenge (Prozesswasser) aus MBA/MBTS-Anlagen von insgesamt ca. 12.000 m³/a bis 15.600 m³/a angenommen, die nach der Kreislaufführung in Kläranlagen bzw. betriebseigene biologische Reinigungsanlagen eingeleitet wurden (BMLFUW, 2015).

6.3.3 Lärmemissionen

Lärmemissionen entstehen vor allem während der Anlieferung, der mechanischen Aufbereitung aber auch durch Maschineneinsatz (LKW, Radlader). Um Lärmemissionen zu vermeiden, sollte die mechanische Aufbereitung gekapselt und automatisiert sowie Aggregate und Betriebsgebäude schalltechnisch isoliert werden (KRANERT, 2017).

6.4 Output und Deponierung

Aus Abbildung 23 wird ersichtlich, dass der stabilisierte Output aus der biologischen Behandlung, das sogenannte Rotteendprodukt, in Österreich auf Massenabfalldeponien deponiert wird. Schlacken und Aschen, die aus dem Verbrennungsprozess der Leichtfraktion in Wirbelschichtöfen anfallen, werden in Reststoffdeponien deponiert. Der Filterkuchen wird in Untertagedeponien im europäischen Ausland verbracht (ABF-BOKU, 2020).

6.5 Stoffströme und Bilanzen MBA

Die nachfolgende Grafik veranschaulicht die Stoffströme einer MBA sowie deren finale Senken. Der massenbezogene Anteil des Deponats liegt in der Regel bei ca. 30 %. Die Leichtfraktion zur energetischen Verwertung liegt bei ca. 35 %. Je nach Ausstattung der mechanischen Aufbereitung können diese Anteile stark variieren (ABF-BOKU, 2020).

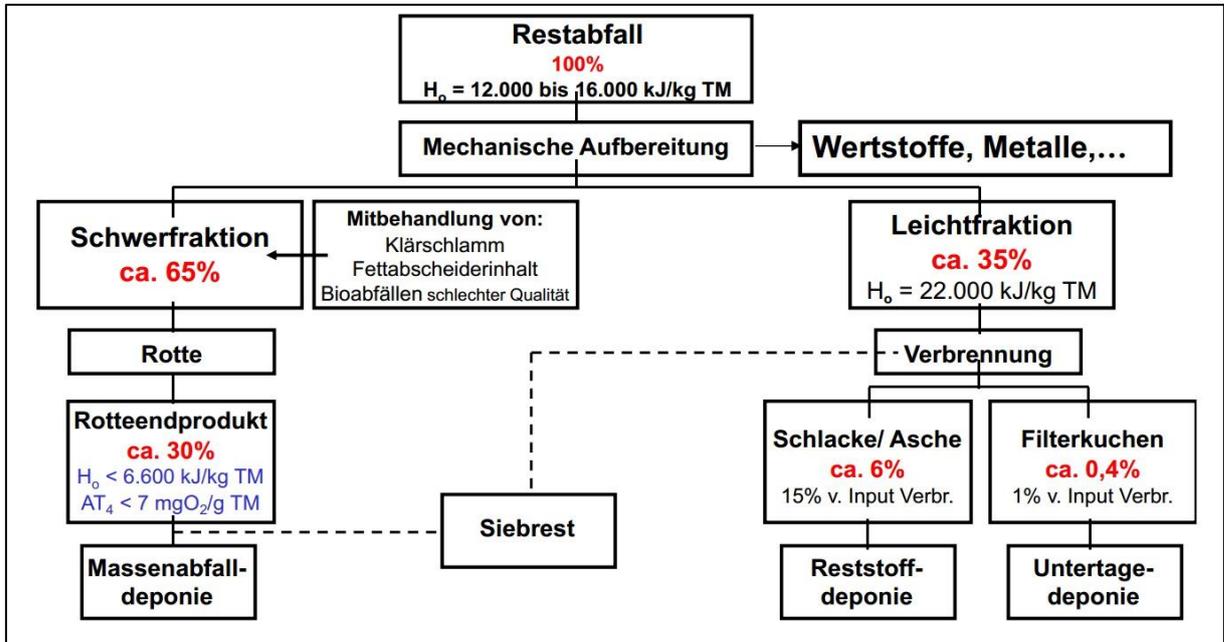


Abbildung 23: Stoffströme MBA (ABF-BOKU, 2020)

Die Beschaffenheit bzw. die Qualität der abgetrennten Leichtfraktion bestimmt mit welcher Feuerungstechnologie die thermische Behandlung erfolgt. Heizwertreiche Grobfraktionen werden in Rostfeuerungsanlagen verfeuert, während aufbereitete zerkleinerte heizwertreiche Fraktionen vor allem in Wirbelschichtanlagen verbrannt werden. Fraktionen mit hohen Heizwerten und niedrigen Schadstoffbelastungen eignen sich vor allem für die Mitverbrennung in industriellen Feuerungsanlagen (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006).

6.6 Ziele der MBA

Zusammenfassend werden folgende Ziele mit einer MBA erreicht (KRANERT, 2017 und BINNER et al., 2004):

- Reduktion der zu deponierenden Abfallmenge um bis zu 70 % (m/m)
- Verbesserung des Deponiegutes durch Schadstoffentfrachtung
- Ein definiertes, homogeneres Ablagerungsprodukt ermöglicht eine bessere Deponie-Eingangskontrolle
- Verringerung des Emissionspotentials für Sickerwasser und Deponiegas durch biologische Umsetzung und Stabilisierung der Abfälle: CSB-Reduktion von bis zu 90 % im Sickerwasser sowie Deponiegasreduktion von bis zu 95 %
- Deutliche Verringerung von Ablagerungen im Sickerwassererfassungssystem der Deponie
- Verbesserung des Deponiebetriebes durch geringere Staubemissionen, praktisch kein Papierflug und geringere Geruchsbelastung
- Verringerung des Verdichtungsaufwandes bzw. des Deponievolumens infolge besserer Materialeigenschaften der Deponiefraktion: Einbaudichte von $>1,3 \text{ t/m}^3$ auf der Deponie
- Geringere Setzungen
- Nutzung einer thermischen Fraktion
- Die Deponie wird zur Kohlenstoffsенке

7. Mechanisch-biologische Trockenstabilisierung

Das in Österreich noch relativ junge Abfallbehandlungskonzept der mechanisch-biologischen Trockenstabilisierung (MBTS) hat sich in den letzten Jahren zu einer alternativen Verfahrensvariante neben der klassischen MBA entwickelt.

Auch bei der MBTS wird der zu deponierende Stoffstrom verringert, primäres Verfahrensziel ist jedoch die biologische Trocknung des gesamten Inputmaterials. Durch die Trocknung wird die organische - und damit heizwertreiche Substanz - im Inputmaterial für eine spätere thermische Verwertung erhalten (GARG et al., 2009).

In einem ersten Verfahrensschritt wird der Abfallinput konditioniert, zerkleinert und in ein geschlossenes System, z.B. Trocknungstunnel oder Trocknungsboxen, eingebracht. In der nachfolgenden biologischen Trocknung wird die Wärme, welche während des aeroben Abbaus des Abfallinputs durch Mikroorganismen entsteht, zum Austrag der Feuchtigkeit über den Abluftstrom genutzt. Durch eine optimale Prozessführung wird der Input möglichst rasch getrocknet, wodurch der biologische Abbau gestoppt wird und so viel Organik wie möglich im Material erhalten bleibt. Der nun trockene Abfall erleichtert zudem wesentlich die mechanische Trennbarkeit der unterschiedlichen Abfallfraktionen. In der nachfolgenden mechanischen Aufbereitung werden vom Abfallstrom Metall, Inert- und Störstoffe abgeschieden sowie Brennstofffraktionen in unterschiedlicher Qualität hergestellt (DREW et al., 2009).

Mittlerweile kann in Österreich eine steigende Tendenz zur Umstellung vom MBA auf das MBTS-Konzept beobachtet werden (BMLFUW, 2017 a).

7.1 Abfallinput

Die Zusammensetzung des Abfallinputs für österreichische MBTS-Anlagen unterscheidet sich nicht vom Input der klassischen MBA-Anlagen. Es können Siedlungsabfälle und ähnliche Gewerbeabfälle, Rückstände aus der mechanischen Abfallaufbereitung, stabilisierte Schlämme, Sperrmüll sowie für die biologische Behandlung aufbereitete Fraktionen zur Beseitigung eingesetzt werden (BMLFUW, 2017 a). Die übernommenen SN bzw. deren Anteile im übernommenen Abfallstrom variieren von Anlage zu Anlage. Der optimale Feuchtigkeitsgehalt des Inputmaterials liegt bei 40-55 % FM. Ist der Feuchtegehalt des Abfallinput höher, so kann dies den Trocknungsprozess verzögern (FUCHS, 2012).

7.2 Verfahrensablauf

Im folgenden Kapitel wird der Verfahrensablauf von MBTS-Anlagen erklärt. Das Verfahren gliedert sich in Abfallübernahme, biologischer Trocknung sowie mechanischer Nachbehandlung.

DREW et al., 2009 haben in einer umfassenden MBTS-Übersichtsarbeit unter anderem große europäische Hersteller von biologischen Trocknungsanlagen (Eco-Deco, Entsorga, Future Fuels, Herhof, Nehlsen und Wehrle Werk) analysiert. Für ein

umfassenderes Verständnis der Prozessschritte in MBTS-Anlagen wird auf dieser Studie aufgebaut.

7.2.1 Abfallübernahme

Angelieferte Abfälle werden kontrolliert, mittels Brückenwaage gewogen und dokumentiert. Nach Abkippen in den Flach- oder Tiefbunker und der Homogenisierung mit anderen Abfallarten wird der Abfallstrom mit Zerkleinerungsaggregate auf Korngrößen zwischen 200 und 250 mm zerkleinert. Dadurch werden feuchte und zusammenklebende Abfallpartikel voneinander getrennt und deren Oberfläche vergrößert, um die anschließende Trocknung zu optimieren. Anschließend wird der zerkleinerte Abfallstrom von groben Stör- und Schadstoffen befreit (FUCHS, 2012).

7.2.2 Biologische Trocknung

Mittels Radlader, automatisierter Kräne oder Förderbänder wird der zerkleinerte Abfallstrom in die Trocknungsanlage gefüllt. Die Trocknungsanlage wird im geschlossenen System als Trocknungstunnel, Trocknungsbox, sowie Trocknungstrommel oder im eingehausten System als Trocknungshalle ausgeführt. Trocknungstunnel und Trocknungsboxen sind die meistgenutzten Systeme. Die Funktionsweise und die Vorteile der Trocknungssysteme sind ident zu den unter Punkt 6.2.3.3 beschriebenen Rottetechniken (DREW et al., 2009).



Abbildung 24: Trocknungstunnel Anlage Frohnleiten (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006)

Da die Trocknungssysteme luft- und flüssigkeitsundurchlässig ausgeführt sind, wird der Trocknungsprozess nicht von äußeren klimatischen Bedingungen beeinflusst. Eine Schüttdichte von $0,3-0,35 \text{ t/m}^3$ und eine Korngröße von 200-250 mm sollen ein gleichmäßiges Durchströmen des Inputmaterials mit Luft sicherstellen (FUCHS, 2012).

Nach dem Befüllen wird die Trocknungsanlage geschlossen und die Trocknung startet. Der mikrobielle Prozess der Trocknung ist ähnlich der im Punkt 6.2.3.1. beschriebenen Rotte. Durch Stoffwechselprozesse von Mikroorganismen (Actinomyceten, Bakterien und Pilze) in einer aeroben Umgebung werden organische Verbindungen zu CO_2 und H_2O abgebaut, wobei Wärme entsteht. Innerhalb weniger Stunden steigt die Kerntemperatur des Inputmaterials auf $50\text{ }^\circ\text{C}$. Wie auch bei der Kompostierung ist die Substrattemperatur der kritischste Faktor der das Mikroorganismenwachstum beeinflusst. Das Hauptprinzip der biologischen Trocknung ist die konvektive Verdampfung der Feuchtigkeit des Abfallinputs. Dabei ändern Wassermoleküle im Abfall ihre Phase von flüssig zu gasförmig (Desorption) und werden durch den erzeugten Luftstrom ausgetragen. Die Verdampfung wird durch den Einsatz von Ventilatoren verstärkt, die einerseits Frischluft durch den Tunnelboden einbringen und andererseits feuchte Abluft sowie überschüssige Wärme an der Tunneldecke absaugen. Durch die Belüftung werden die Mikroorganismen einerseits mit Sauerstoff versorgt, andererseits wird durch die großen Luftmassen ein hoher Wasseraustrag erzielt (DREW et al., 2009).

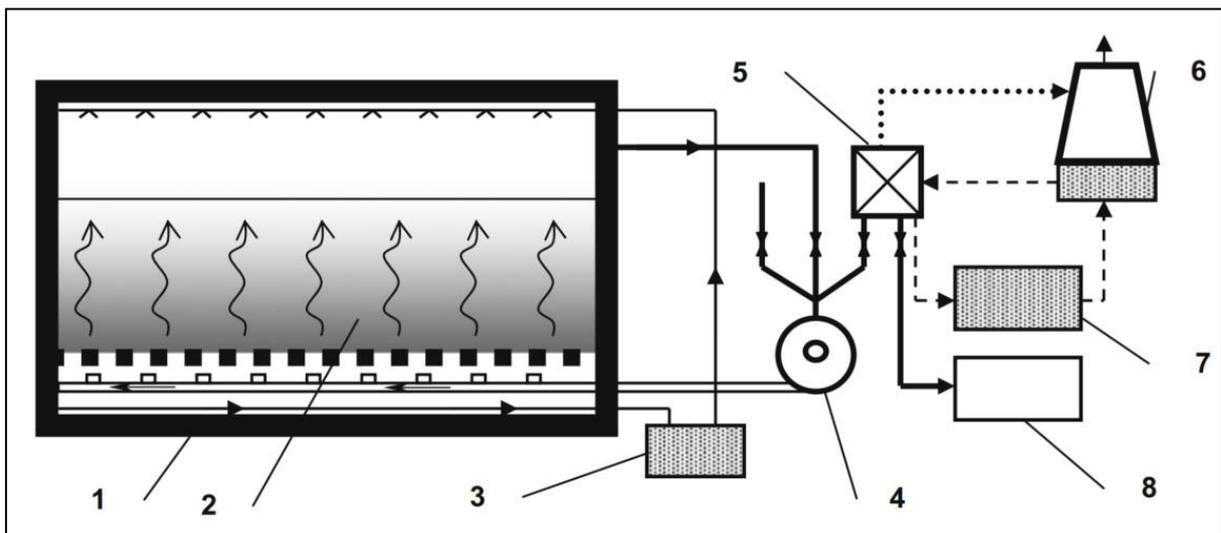


Abbildung 25: Schema einer Trocknungsbox mit Prozessluftzirkulation und Entfeuchtung nach Herhof (DREW et al., 2009)

Legende:

1. Trocknungsbox
2. Vom Schlitzboden aufsteigende Luft wird durch exothermen biologischen Abbau des Abfallinputs erwärmt
3. Sammlungssystem für Sickerwasser
4. Belüftungssystem; Luftumwälzung und Mischung von Umgebungsluft und konditionierter, erwärmter Prozessluft
5. Wärmetauscher
6. Kühlturm
7. Wasser (Dampfkondensat)
8. Abluftbehandlung durch Biofilter

Die Temperatur steigt nach dem Start der Trocknung rasch auf 50 °C. Anschließend findet bei konstanter Temperatur zw. 50-60 °C die eigentliche Trocknung statt. Unter 20 % FM Wassergehalt im Abfallstrom findet keine Mikroorganismen-tätigkeit mehr statt (HAUG, 1993). Der Abfallinput kühlt auf Umgebungstemperatur ab und trocknet nach. Damit ist das Ende des Trocknungsprozesses erreicht (DREW et al., 2009).

Beispielsweise läuft der Trocknungszyklus des Herstellers Herhof über eine Dauer von 7-10 Tagen in 4 Phasen ab:

Phase	Temperatur
Start und Akklimatisierung des Abfallinputs	$T_{\text{Umgebung}} - 40\text{ °C}$
Abbau	40-50 °C
Hygienisierung und Trocknung	50-60 °C
Abkühlen auf Raumtemperatur	60 °C bis T_{Umgebung}

Tabelle 11: Trocknungsphasen (eigene Darstellung nach NICOSIA, 2007)

Die meisten kommerziellen Trocknungsverfahren haben durchschnittliche Prozesszeiten von 7-15 Tage und arbeiten in einem Temperaturfenster von 40-70 °C (Abluft). Dabei verliert der Abfallinput ein Gewicht von 25-30 % FM, hauptsächlich H₂O und CO₂ (DREW et al., 2009).

Das Inputmaterial kann somit, abhängig vom Anfangswassergehalt, einen Restwassergehalt von bis zu unter 15 % FM aufweisen (WIEMER und KERN, 1996).

Nach Beendigung des Abkühlprozesses werden die Trocknungssysteme entleert und der trockenstabilisierte Abfallstrom, Brennstofffraktion genannt, wird vor Beschickung der mechanischen Aufbereitungsaggregate in einem Zwischenbunker homogenisiert und zwischengelagert (FUCHS, 2012).

7.2.2.1 Belüftung

Eine effektive Trocknung erfordert ein anderes Belüftungsmanagement als die Rotte. Entscheidend für einen möglichst geringen biologischen Abbau der Organik des Abfallinputs ist eine sehr hohe Belüftungsrate mit einer Zulufttemperatur von ca. 50 °C (DREW et al., 2009). Laut EPSTEIN (1997) ist die Belüftungsrate für einen optimalen Feuchtigkeitsaustrag bei der Trocknung 6-10 Mal höher als die Belüftungsrate bei der Rotte.

Die Belüftungsrate im Trocknungssystem wird durch die Einlassluftströmungsrate (Q_{air}) bestimmt. Q_{air} kann durch Zuluftklappen und die Ventilatorendrehzahl gesteuert werden. Entscheidende Parameter für Q_{air} sind Substrat- und Ablufttemperatur, Sauerstoffgehalt und Feuchtegehalt in der Zu- und Abluft. Das Trocknungspotential der Eingangsluft kann durch Anpassung der psychrometrischen Eigenschaften optimiert werden. So kann die warme Abluft durch einen Kondensatabscheider

entfeuchtet werden und anschließend wieder mit Umgebungsluft gemischt und rückgeführt werden. Damit wird ein Eingangsluftgemisch mit einer geringen Feuchtigkeit erreicht (DREW et al., 2009).

Zusammenfassend werden folgende Ziele mit der biologischen Behandlungsstufe in einer MBTS erreicht (DREW et al., 2009):

- Große Menge an Wasseraustrag aus dem Abfallinput bei geringer Verweildauer im Rottetunnel
- Vorhandene Organik wird minimal abgebaut und ein größtmöglicher Brennwert des Abfalls bleibt somit erhalten
- Durch verringerte Haftung der Abfallpartikel wird die mechanische Weiterverarbeitung, Lagerung und Transport erleichtert (Rieselfähigkeit)
- Teilweise Hygienisierung

7.2.3 Mechanische Nachbehandlung

Die aus dem Zwischenbunker kommende Brennstofffraktion durchläuft nun die mechanische Nachbehandlung, unterteilt in Fraktionierung und Metallabscheidung (DREW et al., 2009). Der Prozessschritt Metallabscheidung in einer MBA-Anlage wurde bereits in Punkt 6.2.2 beschrieben und ist dem einer MBTS-Anlage gleichzusetzen.

Fraktionierung

Erster Prozessschritt in der Nachbehandlung ist die Dichtentrennung. Dabei wird die Brennstofffraktion mit Hilfe von Lufttischen und Windsichtern in eine Leicht- und eine Schwerfraktion getrennt. Die Leicht- sowie Schwerfraktion laufen nun getrennt durch die Metallabscheidung (FUCHS, 2012).

Metallabscheidung

Nach der Metallabscheidung von Fe- und NE-Metallen mittels Überbandmagneten und Wirbelstromabscheider aus der Leichtfraktion stellt diese die heizwertreiche Fraktion dar. Der Heizwert (H_u) beträgt 15-18 MJ/t bei einer Korngröße bis zu 60 mm. Nach erfolgter Komprimierung bzw. Verpackung wird die heizwertreiche Fraktion entweder sofort auf LKW verladen oder am Betriebsgelände zwischengelagert (FUCHS, 2012).

Die Schwerfraktion (60-250 mm) durchläuft vor der Metallabscheidung nochmals eine Dichtentrennung, bei der Staub und Leichtgut abgetrennt werden wird. Das Leichtgut wird zerkleinert und der heizwertreichen Fraktion beigemischt. Die Schwer- bzw. Inertfraktion beträgt 5-17 % (DREW et al., 2009) und wird deponiert.

Aktuellere Literaturquellen gehen von deutlich geringeren Werten, max. 10 % FM der Inertfraktion aus MBTS-Verfahren, aus (BMLFUW, 2015 und KRANERT, 2017).

7.3 Output, Ersatzbrennstoffe

Die Outputfraktionen nach der biologischen Trocknung zeigt Abbildung 26. Der Großteil des Outputs ist mit ca. 54 % (m/m) die trockenstabilisierte Brennstofffraktion. Der Wasserverlust beträgt 30-36 % FM des Inputgewichts (FUCHS, 2012). Nach BZL (1998) beträgt der Wasseraustrag ca. 26 % FM. Die restlichen 16 % FM sind Inertstoffe, Fe- und NE-Metalle (FUCHS, 2012).

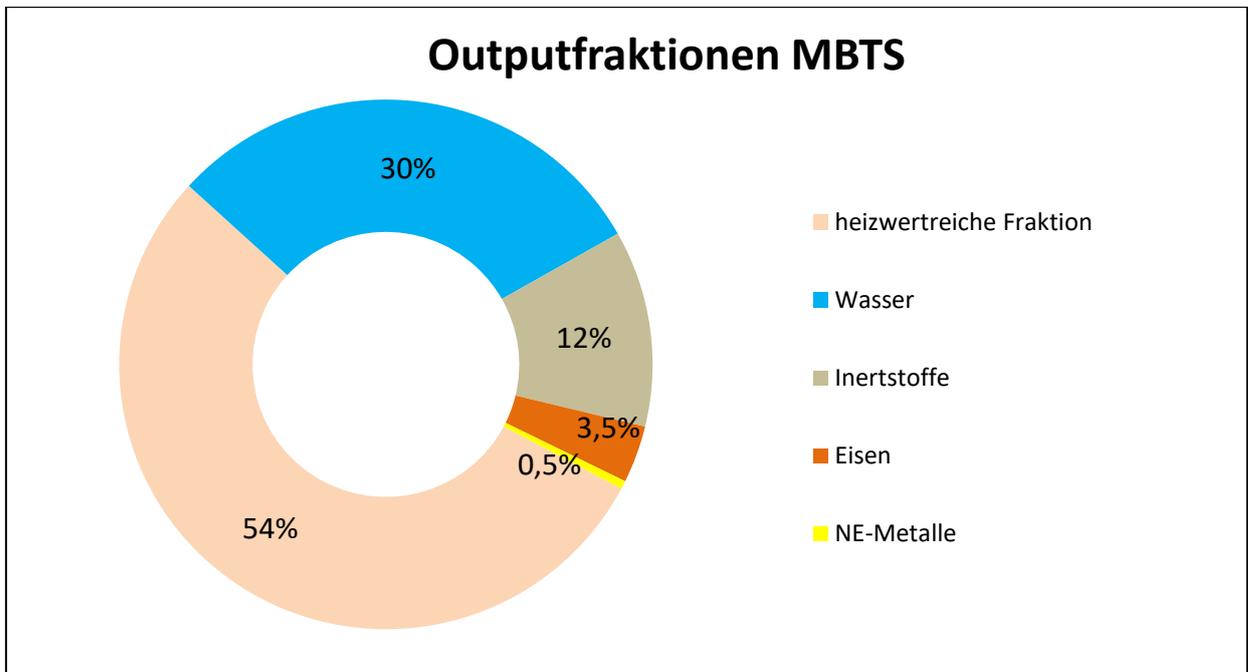


Abbildung 26: Outputfraktionen nach der biologischen Trocknung in Gewichtsprozent (eigene Darstellung nach FUCHS, 2012)

Die heizwertreiche Fraktion (= Brennstofffraktion) setzt sich im Durchschnitt aus folgenden Fraktionen (in % FM) zusammen:

Fraktion	Anteil in Prozent FM
Organik (Holz, Pappe, Papier)	64 %
Gummi, Verbunde, Textilien	25 %
Kunststoffe	9 %
Inertstoffe (Steine, Glas, Metall)	2 %

Tabelle 12: Zusammensetzung der heizwertreichen Fraktionen (=Brennstofffraktion) (eigene Darstellung nach FUCHS, 2012)

Die heizwertreiche Fraktion kann als Ersatzbrennstoff (EBS) an Heizkraftwerke, Zementwerke, chemische Industrie (Synthesegas zur Methanolerzeugung) oder MVAs geliefert werden. In Österreich sind Wirbelschichtanlagen und Zementwerke (Primär- und Sekundärfeuerung) mengenmäßig die größten Abnehmer von EBS. Jede MBTS-Anlage passt ihre heizwertreiche Fraktion an die Bedürfnisse der Abnehmer an und produziert in verschiedenen Qualitäts- und Verdichtungsstufen. Die gesetzlichen Regelungen zur Schadstoffbegrenzung müssen natürlich immer eingehalten werden. Die notwendige rigorose Qualitätssicherung kann nur durch relativ aufwendige Probenahmen und Analysen erzielt werden. Entscheidend für die Qualitätsanforderungen an den EBS ist die Art der Feuerung der späteren Abnehmer. Der Heizwert der unterschiedlichen EBS-Sorten kann deshalb eine Bandbreite von 11 MJ/kg bis 25 MJ/kg aufweisen. Es fallen immer auch „minderkalorische“ Fraktionen an, die in MVAs verwertet werden (LORBER et al., 2009).

7.4 Emissionen

Für die MBTS-Anlagen gelten dieselben Emissionsgrenzwerte wie für MBA-Anlagen. Da sich die Anlagenkonzepte, abgesehen von der biologischen Behandlung, in allen anderen Bereichen überschneiden (Abfallannahme, mechanische Vor- bzw. Nachbehandlung, Abtransport) werden auch dieselben Abluft- und Lärmbehandlungskonzepte angewandt wie sie in Punkt 6.3 beschrieben wurden.

Erwähnenswert ist die durch den geringen Restwassergehalt (<15 % FM) größere Staubentwicklung des biologisch getrockneten Materials bei der mechanischen Nachbereitung, Lagerung und dem Abtransport (FUCHS, 2012).

7.4.1 Abluft

Die Studie „Projekt KAMBA“ des Umweltbundesamtes wies nach, dass die Abluftbehandlung bei Trocknungsverfahren unter ausschließlicher Verwendung mit Biofiltern die geringsten Gesamtbelastungen aufweist. Wird jedoch ausschließlich ein Biofilter für die Abluftbehandlung eingesetzt, so können wegen der großen Abluftmengen die TOC-Frachtgrenzwertwerte der MBA-RL nicht immer eingehalten werden (NEUBAUER und LAMPERT, 2012). In Österreich kommt nur in der MBTS-Anlage in Wiener Neustadt eine RTO-Anlage zum Einsatz (UMWELTERKLÄRUNG, 2019).

Die CO₂-Fracht in der Abluft ist nach BMLFUW (2015) geringer als bei der konventionellen MBA. Auch organische Inhaltsstoffe, Ammoniak- und Geruchsfrachten sind in der Rohabluft einer MBTS tendenziell geringer. Jedoch fallen in der Rohabluft einer MBTS höhere Staubfrachten an, Gewebefilter sind aber meist in der Lage, die geforderten Reinluftwerte von 5 mg/m³ einzuhalten. (HARATHER, 2018).

7.4.2 Abwasser

Durch die hohe Belüftungsrate gibt es auch einen höheren Wasseraustrag als in einer konventionellen MBA-Anlage. Der Wasseranteil der gesättigten Abluft wird mit

einem Kondensatabscheider aus dem Luftstrom ausgetragen. Das so ausgetragene Prozesswasser durchläuft ein Reinigungsverfahren, das auf die hohe Wassermenge ausgelegt ist. Bewährt haben sich bei den Anlagenherstellern zweistufige Reinigungsverfahren, bestehend aus einer vorgeschalteten Hochleistungsbiologie und einer nachgeschalteten Ultrafiltration. Um einem hohen Frischwasserverbrauch entgegenzuwirken, kann das gereinigte Abwasser als Kühlwasser eingesetzt werden. Das im Winter, durch die kalte Außentemperatur, überschüssige Brauchwasser kann über einen Verdunstungskühler verdunstet werden (FUCHS, 2012).

7.5 Deponierung

Anders als bei einer MBA-Anlage fällt bei einer MBTS-Anlage nur eine geringe Menge an Schwerfraktion an, welche deponiert wird (BMLFUW, 2015). Die Rückstände, die nach der thermischen Behandlung der heizwertreichen Fraktionen in Zementwerken und Wirbelschichtöfen anfallen, werden auf Reststoffdeponien abgelagert. Der Filterkuchen wird in Untertagedeponien im europäischen Ausland verbracht (ABF-BOKU, 2020).

7.6 Stoffströme MBTS

Bei MBTS-Verfahren fallen 60-80 % FM des Inputmaterials als heizwertreiche Fraktionen an. Max. 10 % FM des Inputmaterials werden deponiert. Prozessverluste sowie Verdunstung liegen bei rund 10-15 % FM. (KRANERT, 2017).

Bis zu 80 % des sich im Abfallinput befindlichen Chlors wird in den heizwertreichen Fraktionen angereichert. Dies wird vor allem durch die Aggregate der mechanischen Nachbehandlung beeinflusst (LONGHURST et al., 2013). EBS für die Mitverbrennung in industriellen Feuerungsanlagen sollte jedoch chlor- sowie schwermetallarm sein (BILITEWSKI et al., 2018).

Abbildung 27 in Punkt 8.2 bildet eine in der Literatur oft verwendete Stoffstromgrafik für MBTS-Anlagen ab.

7.7 Ziele der MBTS

Die Abfallbehandlung in einer MBTS-Anlage hat folgende Ziele (LECHNER et. al., 2004):

- Verringerung des Wassergehalts und Erhalt des Kohlenstoffs des Abfallinputs mit dem Ergebnis eines höheren Brennwertes für die Verbrennung
- Minimierung biologischer Reaktionen wie z.B. Gasbildung und Geruchsfreisetzung während der Lagerung der heizwertreichen Fraktionen
- Erleichterte Rückgewinnung von Wertstoffen und unterschiedlichen EBS-Qualitäten

8. MBA und MBTS im Vergleich

In diesem Kapitel werden die Unterschiede zwischen der konventionellen MBA und der MBTS erklärt und auf Eigenheiten der jeweiligen Technologie nochmals eingegangen.

8.1 Relevante Unterschiede

In Tabelle 13 sind die wichtigsten Unterschiede beider Verfahren dargestellt.

	MBA	MBTS
Ziel	<ul style="list-style-type: none"> • <u>Abbau/Stabilisierung der Organik</u> • Endprodukte: heizwertreiche Fraktionen und deponierungsfähiges Material 	<ul style="list-style-type: none"> • <u>Erhalt der Organik zur Gewinnung einer heizwertreichen Fraktion</u> • Endprodukt: heizwertreiche Fraktionen, Inertmaterial • Verbesserte Lager- und Transportfähigkeit • Verbesserte Rückgewinnung von Wertstoffen (Metalle etc.)
Verfahrensablauf	<ol style="list-style-type: none"> 1. mechanische Aufbereitung 2. biologische Abfallbehandlung 	<ol style="list-style-type: none"> 1. biologische Trocknung 2. mechanische Aufbereitung
Abfallinput	<p><u>mechanische Aufbereitung:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Rohabfall: feuchte, klebrige Konsistenz <p><u>biologische Behandlung:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Größtkorn: 25-160 mm • Befeuchtung • Schüttdichte: 0,6 t/m³ 	<p><u>biologische Trocknung:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Zerkleinerung Größtkorn: ca. 250 mm • keine Befeuchtung • Schüttdichte: 0,3-0,35 t/m³ <p><u>mechanische Aufbereitung:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • sehr trockenes Material Restwassergehalt ca. 15 % FM • gut mechanisch aufbereitbar
Rottedauer	<p>Intensiv/Hauptrotte:</p> <ul style="list-style-type: none"> • 4-6 Wochen <p>Nachrotte:</p> <ul style="list-style-type: none"> • 6-8 Wochen 	<p>Biologische Trocknung:</p> <ul style="list-style-type: none"> • 6-15 Tage

Tabelle 13: Unterschiede zwischen MBA und MBTS (eigene Darstellung nach FUCHS, 2012)

Das Verfahrensziel einer MBA ist der Abbau bzw. die Stabilisierung der organischen Substanz des Restmülls. Dabei werden in der mechanischen Stufe Stör- und Schadstoffe entfernt, Wertstoffe abgetrennt und Brennstofffraktionen hergestellt. Ein weiteres Endprodukt ist deponierungsfähiges (stabilisiertes) Rottegut mit deutlich verringertem Emissionspotential.

Das Verfahrensziel einer MBTS hingegen ist der Erhalt der organischen Substanz im Restmüll, um eine oder mehrere heizwertreiche Fraktionen herzustellen. Im MBTS-Verfahren wird die mechanische Stufe der biologischen Stufe nachgestellt, da das getrocknete Material die mechanische Aufbereitung wesentlich vereinfacht.

Eines der größten Unterscheidungsmerkmale zwischen den Verfahren ist die Behandlungsdauer. So beträgt die Hauptrotte einer MBA 4-6 Wochen und die Nachrotte 6-8 Wochen. Bei einer MBTS beträgt die Trocknungsdauer lediglich 6-15 Tage.

Bei der MBA wird das aus der biologischen Behandlung kommende Deponat auf Massenabfalldeponien endgelagert. Die Schlacken und Aschen, die durch Verbrennung der heizwertreichen Fraktion entstehen, werden auf Reststoffdeponien entsorgt. Die hoch schadstoffhaltigen Filterkuchen werden in Untertagedeponien gebracht.

Bei der MBTS werden Aschen, Schlacken sowie Filterkuchen der kalorischen Fraktion ebenso auf Reststoff- und Untertagedeponien entsorgt.

8.2 Massen- und Volumenbilanz

Durch die Abfallbehandlung von MBA- und MBTS-Anlagen, v.a. durch die Verringerung des Wassergehalts sowie dem Abbau von organischer Substanz, werden Masse und Volumen des Deponats reduziert. Durch Zerkleinerung des Abfallinputs, Rotteverlust sowie einer Erhöhung der Einbaudichte wird das erforderliche Deponievolumen zusätzlich weiter reduziert. Dabei fällt die Massen- und Volumenbilanz je nach Input, Verfahren (MBA oder MBTS) sowie Verfahrenstechnik (verwendete Aggregate) unterschiedlich aus (BRUNNER und SKUTAN, 2005).

Neubauer und Öhlinger haben 2006 dreizehn konventionelle MBA-Anlagen in Österreich bilanziert. Der massebezogene Anteil an erzeugtem Deponat lag bei ca. 30 % (w/w). Heizwertreiche Stoffströme hatten einen Anteil von ca. 45 % (w/w). Abgetrennte Wertstoffe wie Metalle wiesen einen Anteil von ca. 2,5 % auf. Die Rotteverluste lagen bei ca. 25 % (w/w) (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006).

Wird die spätere Verbrennung der heizwertreichen Fraktion nicht berücksichtigt, so wird die deponierte Abfallmenge (nach Verdichtung) durch die MBA-Behandlung um 30-60 % (m/m) reduziert. Dies geht auch mit einer gesteigerten Einbaudichte von ca. 0,9 t/m³ auf bis zu ca. 1,4 t/m³ des Deponiegutes einher (KRANERT, 2017).

Bei MBTS-Verfahren wird ein massebezogener Anteil von max. 10 % FM des Inputmaterials deponiert. Heizwertreichen Fraktionen weisen einen Anteil von 60-80 % FM des Inputmaterials auf. Prozessverluste und Verdunstung liegen bei rund

10-15 % FM. Ausgeschleuste Wertstoffe haben einen Anteil von bis zu 5 % FM (KRANERT, 2017).

Abbildung 27 stellt die Stoffströme von MBA/MBTS-Anlagen grafisch dar. Da es sich in der Abbildung um Stoffströme von Anlagen in Deutschland handelt, kann es zu geringen Abweichungen bei den Outputströmen im Vergleich zu österreichischen Anlagen kommen.

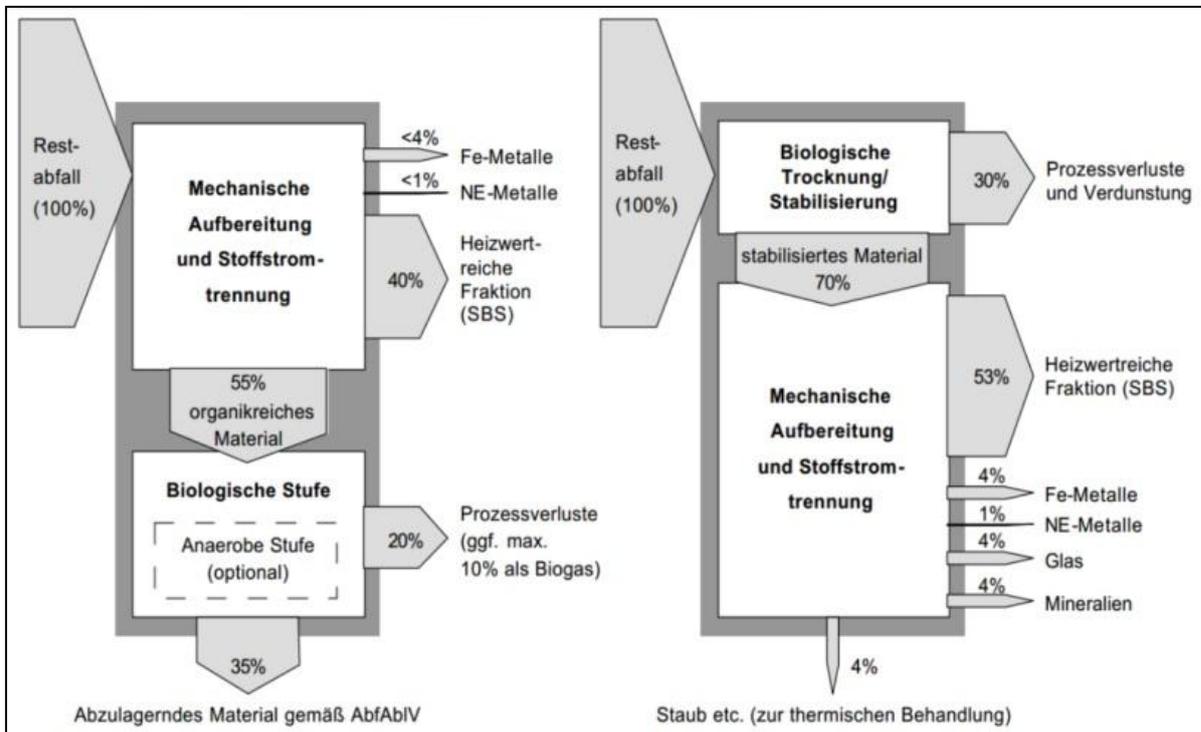


Abbildung 27: Stoffströme von MBA- und MBTS-Anlagen (SOYEZ, 2005)

8.3 Treibhausgasbilanz

Die deutsche Arbeitsgemeinschaft für Stoffspezifische Abfallbehandlung ASA untersuchte 2014 mehrere MBA-Anlagen sowie MBTS-Anlagen in Deutschland auf ihre Treibhausgasemissionen (Abbildung 28). Die daraus resultierende Treibhausgasbilanz errechnet sich einerseits aus den Emissionen und Energieverbräuchen der Anlagen (energetische Verwertung, Betrieb MBA/MBTS, Deponierung, Transporte) sowie aus den CO₂-Gutschriften der stofflichen und energetischen Verwertung. Der Saldo aus Entlastungen und Belastungen ist die sogenannte Klimagutschrift in kg CO₂-Äq./t Abfall. Die neun untersuchten MBA-Anlagen mit Rotte hatten eine Klimagutschrift im Bereich von 60-380 kg CO₂-Äq./t. Die drei untersuchten MBTS-Anlagen erreichten eine Klimagutschrift zwischen 390-540 kg CO₂-Äq./t. Die Kohlenstoffsenkenfunktion von MBA- bzw. MBTS-Anlagen wurde dabei nicht berücksichtigt. Die Treibhausgasbilanz wird maßgeblich von der Energieeffizienz der nachgelagerten Verbrennungsanlagen beeinflusst (ASA, 2016).

Die in Abbildung 28 dargestellte Klimagasbilanz wird durch die erzeugte Energie aus Abfall vermiedenen Emissionen bei der Verbrennung fossiler Brennstoffe sowie aus

der CO₂-Einsparung durch die Verwertung der in MBA/MBTS-Anlagen ausgeschleusten Sekundärrohstoffe ermittelt (ASA, 2016). Das eingezeichnete gewichtete Mittel von 314 kg CO₂-Äq./t beinhaltet aber auch MBA-Anlagen mit Vergärung, welche in Österreich nicht betrieben werden.

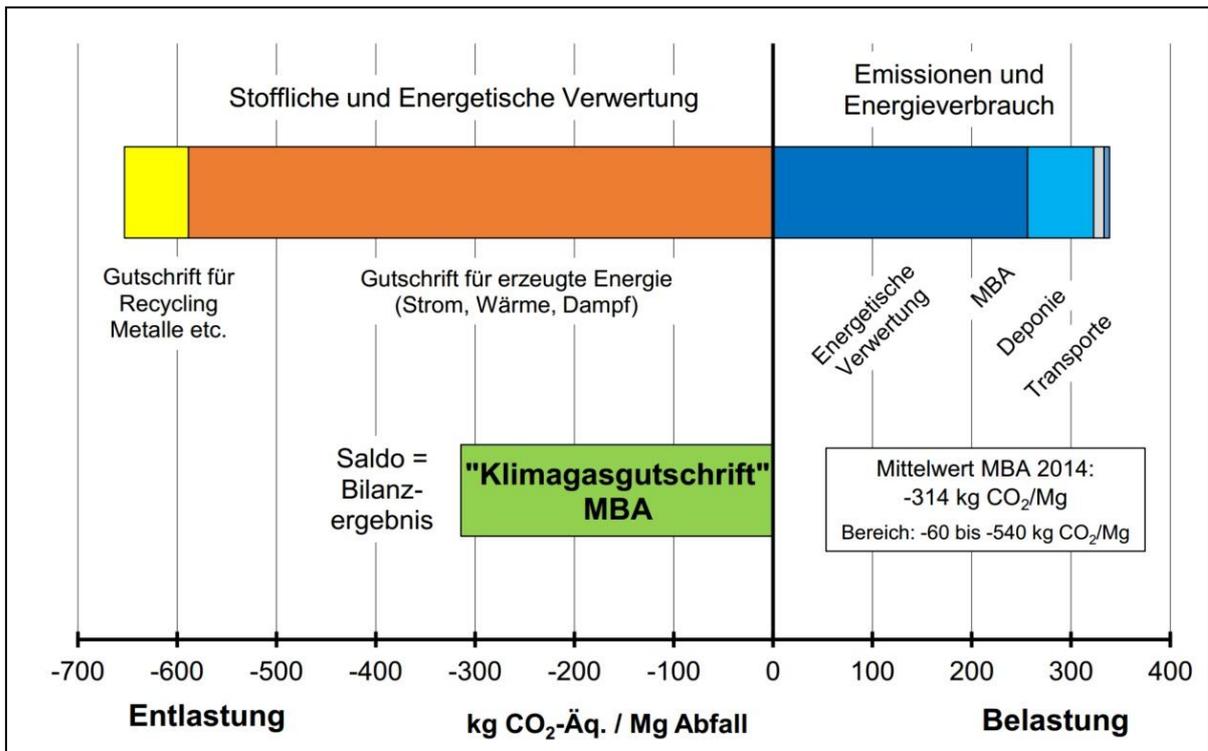


Abbildung 28: Klimagasbilanz, gewichtetes Mittel über 19 untersuchte MBA/MBTS/MPS Anlagen in Deutschland im Jahr 2014 (ASA, 2016)

Andere Publikationen betonen aber, dass der Bilanzraum einer MBA/MBTS-Anlage nur innerhalb der mechanischen und biologischen Aufbereitung einzugrenzen ist. In diesem Fall gelten MBA/MBTS-Anlagen als Energieverbraucher. Energiegewinne der Teilströme durch stoffliche und energetische Verwertung werden erst im Zuge der nachfolgenden Prozessketten erzeugt (BMW, 2015).

8.4 Energieaufwand und -ertrag

Der Betrieb von MBA-Anlagen weist einen niedrigeren Strom- und Gasbedarf (bei Einsatz einer RTO) auf als MBTS-Anlagen. Dies lässt sich durch das aufwendigere Belüftungsmanagement von MBTS-Anlagen erklären. MBA-Anlagen haben einen höheren Dieselverbrauch, verursacht durch die längere Rottedauer und der damit zusammenhängenden Bearbeitung durch dieselbetriebene Wendegeräte bei der Nachrotte. Aufgrund des höheren Anteils an heizwertreichen Fraktionen haben MBTS-Anlagen einen höheren Strom- oder Wärmeertrag (BILITEWSKI et al., 2018).

In Tabelle 14 werden Energieaufwand und Energieertrag von MBA- sowie MBTS-Anlagen dargestellt.

kWh je t FM Anlageninput (Mittelwert mit Min- und Max- Wert in Klammern)	Aufwand			Ertrag (Verwertung der heizwertreichen Fraktion) ¹	
	Strom	Gas (RTO)	Diesel	Strom	Wärme
				oder	
MBA	37 (25-59)	56 (25-98)	11 (5-21)	320 (200-480)	1.200 (750 -1.800)
MBTS	81 (45-112)	82 (38-110)	4 (2-9)	400 (320-520)	1.500 (1.200-1.950)

¹⁾ Brennstoffausnutzungsgrad: (20 % elektrisch oder 75 % thermisch (alternativ zueinander))

Tabelle 14: Energieaufwand und -ertrag von MBA und MBTS (eigene Darstellung nach TURK et al., 2008)

Andere Quellen nennen höhere Stromverbräuche, wodurch für MBA-Anlagen mit Endrotte auch 45 kWh/t und für MBTS-Anlagen 100 kWh/t veranschlagt werden können (NAGEL, 2015).

Die Arbeitsgemeinschaft für Stoffspezifische Abfallbehandlung untersuchte 2014 MBA/MBTS-Anlagen auch auf ihre Energieeffizienz. Die neun untersuchten MBA-Anlagen mit Rotte hatten einen Netto-Primärwirkungsgrad von 34-60 %, die drei untersuchten MBTS-Anlagen wiesen einen Netto-Primärwirkungsgrad von 79-87 % auf. Der Netto-Primärwirkungsgrad dient als Maßstab für die Energieeffizienz des Gesamtverfahrens, wobei das Verhältnis von enthaltener Energie zu genutzter Energie angeführt wird (ASA, 2016). Auch bei dieser Berechnung wurden die Kohlenstoffsenkenfunktion von MBA- bzw. MBTS-Anlagen nicht berücksichtigt. Zudem weist Deutschland rechtliche Unterschiede zu Österreich auf, wie etwa die gesetzliche Vorschrift der RTO als Abluftreinigungssystem.

8.5 Kosten

8.5.1 Investitionskosten

Die Investitionskosten für eine MBA- oder MBTS-Anlage liegen in Europa ungefähr zwischen 12 Mio. € für Anlagen mit einer Kapazität von 50.000 t/a und 40 Mio. € für Anlagen mit einer Kapazität von 220.000 t/a. Die Investitionskosten setzen sich wie folgt zusammen (BILITEWSKI et al., 2018):

- **Grundstücksakquisition und –erschließung:** Abhängig von der geplanten Kapazität und den lokalen Bedingungen, deutlich günstiger auf einem Deponiegelände.

- **Ausstattung:**
 - mechanische Stufe:
 - Bauten inkl. Bunker: 40 € pro t/a
 - stationäre Maschinen: 20-80 € pro t/a
 - mobile Ausrüstung: 5-10 € pro t/a

 - biologische Stufe:
 - Bauteile: 70-90 € pro t/a
 - stationäre Maschinen: 110-140 € pro t/a

8.5.2 Betriebskosten

Die Betriebskosten einer MBA- bzw. MBTS-Anlage setzen sich zusammen aus (BILITEWSKI et al., 2018):

- Personal
- Energieverbrauch, Versicherungen u.ä.
- Reparatur und Wartung
- pro Bauteil ca. 1 % der Investkosten
- Maschinen und Elektronik: 3-6 % der Investkosten
- mobile Ausstattung: 8-15 % der Investkosten

Beispielhaft werden in Tabelle 15 die Betriebskosten (netto) einer deutschen MBA-Anlage mit einem Jahresdurchsatz von 150.000 t/a dargestellt. Die variablen Kosten variieren bei Änderung der Input/Outputmengen:

Kostenposition	Vollkosten € pro t/a	davon variabler Teil
Personal	6	
Wartung/Instandhaltung	9	5
Energie, Kraftstoffe	7	7
Versicherung und Sonstiges	6	
Entsorgung, Transport EBS (50 % FM des Inputs)	30	30
Entsorgung, Transport Deponat (20 % FM des Inputs)	5	5
Entsorgung, Transport Sonstiges (7 % FM des Inputs)	5	5
Entsorgung, Transport Metalle (3% FM des Inputs)	-3	-3
Abschreibung und Zinsen	25	
Summe	90	48

Tabelle 15: Betriebskosten MBA (eigene Darstellung nach BILITEWSKI et al., 2018)

Durch den Verkauf von Wertstoffen, insbesondere Metalle, können Einnahmen durch den Anlagenbetreiber lukriert werden. Unsicher bis unrentabel ist die Vermarktung der heizwertreichen Fraktion. Hier müssen MBA/MBTS-Betreiber den Abnehmern fast ausschließlich Zuzahlungen leisten. Die Behandlungskosten - ohne Kosten für Deponierung sowie Verwertung der heizwertreichen Fraktion - liegen zwischen 40-120 €/t (BILITEWSKI et al., 2018).

9. Ergebnisse der Expertenbefragungen

Im empirischen Ergebnisteil werden die Antworten der Experten zu den jeweiligen Fragestellungen zusammengefasst und wichtige Kernaussagen einzelner Experten hervorgehoben.

9.1 Themenblock MBA/MBTS

1. Warum kommt es zu einem Rückgang der MBA-Anlagen in Österreich?

(Zitat aus BAWP 2017: „Die Anzahl der mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen ging von 16 auf 14 Anlagen zurück. Der Rückgang der Jahreskapazität von 741.100 t auf 655.700 t ist im Wesentlichen auch auf die Ruhend-Stellung des MBA-Betriebs zweier Anlagen zurückzuführen“)

Alle befragten Experten sind der Ansicht, dass der Rückgang von MBA-Anlagen wirtschaftliche Gründe hat. Hauptursache dafür war die Neuerrichtung von Kapazitäten für die thermische Abfallbehandlung von gemischten Siedlungsabfällen mit der einhergehenden Senkung der Annahmepreise.

Experte 4 führt aus, dass bei Errichtung der meisten österreichischen MBA-Anlagen vor 15 bis 20 Jahren, die Behandlungspreise für Siedlungsabfälle für MBA- und MVA-Anlagen bei 130 bis 160 €/t lagen. MVA-Anlagen boten mit der Zeit immer niedrigere Behandlungspreise an, mit Minimalwerten von 68 €/t. Da MBA-Anlagen mit diesen Preisen nicht mehr konkurrieren konnten, haben einige MBA-Anlagen den Betrieb eingestellt, den Durchsatz reduziert oder auf MBTS umgestellt. Mittlerweile wurde die Talsohle überwunden und die Verbrennungspreise sind mittlerweile wieder etwas nach oben gegangen.

Für **Experte 5** ist die leicht rückläufige Anzahl an MBA-Anlagen ab dem Jahr 2010 unter anderem auch auf die Schließungen von anpassungsbedürftigen Altanlagen (Investitionskosten) zurückzuführen.

Für **Experte 7** ist ein Mitgrund für den Anlagenrückgang, die Schwierigkeiten einiger MBA-Anlagen, die DVO-Grenzwerte nur mit entsprechend hohem Aufwand einzuhalten.

Experte 3 und **Experte 9** führen den Anlagenrückgang auch auf die ständige Steigerung der Betriebskosten von MBA-Anlagen zurück.

2. Warum gibt es bislang in Österreich nur aerobe MBA und keine MBA-Konzepte mit einer kombinierten anaeroben/aeroben biologischen Behandlung (wie z.B. in Deutschland)?

(Zitat aus BAWP 2017: „Als sinnvolle Weiterentwicklung wird die Installierung anaerober Behandlungsstufen angesehen.[...] Anlagen zur mechanisch-biologischen Behandlung von Abfällen mit einer kombinierten anaeroben und anschließenden aeroben biologischen Behandlung wurden bisher in Österreich nicht umgesetzt.“)

Als Hauptgrund für den ausschließlichen Betrieb von aeroben MBA-Anlagen in Österreich sehen die Experten einerseits technische Gründe, vor allem durch die komplexe Betriebsführung sowie verfahrenstechnische Schwierigkeiten (z.B. durch die abrasiven Eigenschaften der Abfälle oder Probleme bei der Fördertechnik), als auch wirtschaftliche Gründe, da höhere Investitionskosten für kombinierte aerobe/anaerobe Anlagenkonzepte anfallen.

Experte 4 spricht auch von höheren spezifischen Behandlungskosten für kombinierte aerobe/anaerobe Verfahren im Vergleich zu Deutschland, hervorgerufen durch geringere Anlagendurchsätze. Die Wahl des Behandlungsverfahrens treffen Betreiber demnach primär nach ökonomischen Gesichtspunkten und nicht nach ökologischen.

Das ausschließlich aerobe Behandlungskonzept von österreichischen MBA-Anlagen begründen **Experte 5**, **Experte 6**, **Experte 9** und **Experte 3**, neben wirtschaftlichen und technischen Gründen, als historisch gewachsen, da es sich bei einigen MBA-Anlagen um ehemalige Müllkompostierungsanlagen handelte, die mit Inkrafttreten der Deponieverordnung 2004 adaptiert bzw. erweitert wurden.

3. Sind in naheliegender Zukunft MBTS-Anlagen in Österreich geplant?

(Zitat aus Benchmarking für die österreichische Abfallwirtschaft (BMLFUW, 2015): „Bei geringen Entsorgungskosten für die thermische Verwertung/Entsorgung überwiegt die Tendenz zum Betrieb der MBA-Anlagen im Sinne der Trockenstabilisierung.“)

Alle Fachexperten gehen einstimmig davon aus, dass in naher Zukunft in Österreich weder MBA- noch MBTS Anlagen neu gebaut werden. **Experte 4**, **Experte 5**, **Experte 6**, **Experte 7** und **Experte 9** nehmen an, dass es zu weiteren Verfahrensumstellungen in MBA-Anlagen, von Endrotteverfahren hin zu Trocknungsverfahren, kommen wird.

Experte 9 geht davon aus, dass MBA-Anlagen vermehrt umrüsten werden, wenn die Anzahl an MVA's mit Wirbelschichttechnologie oder Zementwerken mit Sekundärfeuerung zunimmt.

Experte 3 meint jedoch dazu wörtlich: *„Da gibt es jetzt das moderne Wort „Umnutzung“. Eine deutsche Wortkreation die umschreibt, dass nicht am Markt vorbeiproduziert wird, sondern dass man wettbewerbsfähig bleibt. Denn aufgrund der Verbrennungspreise, wenn diese niedrig sind, kommt man leicht auf die Idee: „ja mach' ma a Trockenstabilat und fahren mit dem ganzen Abfallstrom in die Verbrennung und haben unsre Ruhe“. Speziell gilt dieser Satz, wenn die Deponiekapazitäten knapp waren [...]. Wir werden weiterhin bei unserer bisherigen erprobten Praxis bleiben, ich sage dazu, das ist vergleichbar wie ein russischer Panzer, der auch bei -50 Grad tadellos fährt. [...] Diese Prozesskette zu unterbrechen und verändern ist nur dann gerechtfertigt, wenn wirklich neue, marktdominierende Gegebenheiten, entstehen. Das erkenne ich momentan nicht.“*

4. Kommt es mit dem neuen überarbeiteten Kreislaufwirtschaftspaket der EU-Kommission zu kurz- und langfristigen Änderungen für österreichische MBA-Anlagen?

Hier divergieren die Expertenmeinungen:

Für **Experte 5**, **Experte 6** und **Experte 4** sind keine konkreten Anpassungen oder Änderungen für österreichische MBA-Anlagen, z.B. im Hinblick auf die Sortier-, Klassier- und Trenntechnik sowie technische Prozessführung ableitbar.

Experte 1, **Experte 7** und **Experte 9** hingegen erwarten ein technologisches Upgrading der MBA-Anlagen in Richtung Ausbringen/Ausschleusen von Wertstoffen.

Laut **Experte 9** kann die Verbesserung der getrennten Sammlung zu einer Reduktion des Bioabfalls im Restmüll führen. Gleichzeitig tritt eine Verringerung des Durchsatzes in der biologische Behandlungsstufe von MBA-Anlagen ein, bei gleichzeitigem Kapazitätsaufbau in Kompostierungsanlagen.

5. Durch die Umsetzung des Kreislaufwirtschaftspaketes und der damit einhergehenden Erhöhung der Wertstoffeffassung und der Recyclingraten sind rückläufige Restabfallmengen zu erwarten. Wie werden MBA damit in Zukunft umgehen?

Experte 1, **Experte 6** und **Experte 4** rechnen aufgrund von steigenden Abfallmengen pro Kopf nicht mit rückläufigen Restabfallmengen für MBA-Anlagen.

Experte 3 und **Experte 5** unterstreichen die hohe Flexibilität von MBA-Anlagen in Bezug auf Verfahrenstechnik und gewünschter Zielsetzung. Dadurch können MBA-Anlagen, bei möglichen Änderungen der Inputmassen, der spezifischen Zusammensetzung der Inputströme sowie der Eigenschaften und geforderten Qualitäten der Outputströme, jederzeit flexibel auf neue Erfordernisse reagieren.

Experte 7 geht jedoch davon aus, dass die Restmüllmengen in Zukunft leicht sinken werden und MBA-Anlagen damit unter Druck kommen werden.

6. Das BVT-Merkblatt für Abfallbehandlungsanlagen wurde im August 2018 veröffentlicht. Welche Auswirkung gibt es für österreichische MBA/MBTS-Anlagen? Sind Anlagenschließungen geplant?

Für **Experte 4**, **Experte 5** und **Experte 9** sind mögliche Anlagenschließungen nur aufgrund des BVT-Merkblatts nicht bekannt.

Experte 7 jedoch schließt Anlagenschließungen aufgrund der neuen BVT-Schlussfolgerungen nicht aus.

Experte 4, **Experte 7** und **Experte 9** betonen, dass Anlagenadaptierungen aufgrund der neuen Anforderungen nötig werden können, daraus entstehen zusätzliche finanzielle Belastungen für größere Anlagenbetreiber.

Experte 5 fügt an, dass bei österreichischen MBA-Anlagen unterschiedliche Genehmigungsaufgaben behördlich vorgeschrieben sind (z.B. bei den einzuhaltenen Emissionen) und daher der Anpassungsbedarf auch anlagenspezifisch betrachtet werden muss.

7. Sind die Emissionsfaktoren für die gereinigte Abluft der klassischen MBA auf die MBTS übertragbar?

Experte 5, Experte 4, Experte 7 und **Experte 9** sind einstimmig der Meinung, dass die Emissionsfaktoren für die gereinigte Abluft der MBA nicht auf die MBTS übertragen werden können.

Experte 4, Experte 6 und **Experte 5** gehen davon aus, dass sich tendenziell mehr Staub in der Rohabluft einer MBTS befindet, die Gewebefilter aber in der Lage sind, die geforderten Reinluftwerte von 5 mg/m³ einzuhalten. Bei optimaler Betriebsführung einer MBTS sind flüchtige organische Inhaltsstoffe sowie Ammoniak und Gerüche in der Rohabluft tendenziell geringer.

Experte 5 nimmt auch an, dass die Emissionsfaktoren im Reingas wesentlich vom spezifischen Abluftmanagement (Ablufferfassung, Kreislaufführung bzw. Mehrfachnutzung, Art der Abgasreinigung) bestimmt werden.

8. Wie prognostizieren Sie die zukünftige Entwicklung der MBA in Österreich? Wird es das MBA-Konzept in der bestehenden Form mittel/langfristig noch geben?

Experte 1 und **Experte 4** rechnen nicht mit neuen MBA-Anlagen. Bestehende Anlagen werden noch so lange wie möglich weiterbetrieben („Abschreibung“), sobald aber größere Ersatzinvestitionen anstehen, wird der Weiterbetrieb hinterfragt und es kommt zu Anlagenschließungen. Damit wird der Anteil an MBA-Anlagen an der Restabfallbehandlung abnehmen.

Für **Experte 1** geht der Trend in Richtung Sortierung und Aufbereitung zu EBS.

Für **Experte 5** und **Experte 6** stellt aus heutiger Sicht das bestehende MBA-Konzept auch weiterhin eine bedeutende Behandlungsschiene für Siedlungsabfälle in Österreich dar.

Experte 6 und **Experte 9** beobachten eine Anlagenumstellung in Richtung MBTS. Mit dieser Umstellung wäre auch eine zusätzliche, intensivere Ausschleusung von Wertstoffen zu begrüßen, um die Möglichkeiten der stofflichen Verwertung zu stärken. Die verstärkte Trocknung, Vorbehandlung und Bereitstellung von Wertstoffen sei auch im Sinn des Kreislaufwirtschaftspaketes.

Für **Experte 7** stellt die klassische MBA eine Übergangslösung zur Erfüllung des Deponieverbots dar und wird in 10 Jahren so nicht mehr betrieben werden.

Experte 3 kann keine Prognose, die länger als 10 Jahre ist, zur Zukunft seiner MBA-Anlage abgeben, da sich neben verändernden Abfalleigenschaften auch neue wettbewerbsfähigere Technologien entwickeln können. Das Gebot der Stunde für Anlagenbetreiber ist aufmerksam zu bleiben, sich neuen Entwicklungen nicht zu verschließen und nicht zu glauben, dass die MBA auch in Zukunft das Allheilmittel sein wird.

9.2 Themenblock Ersatzbrennstoffe (EBS)

1. Welche Anforderungen gibt es für EBS von der Abnehmerseite? Wird eher nieder- oder hochkalorischer EBS von Abnehmern favorisiert? Gibt es in Zukunft Änderungen diesbezüglich?

Laut **Experte 1** ist für die Abnehmer von EBS neben dem Heizwert vor allem die gleichbleibende Qualität wichtig.

Für **Experte 2** und **Experte 4** hängt dies von den spezifischen anlagentechnischen Voraussetzungen, aber auch von der Verfügbarkeit von EBS am Markt und den Kosten/Erlösen beim EBS-Einsatz ab.

Experte 4 führt weiter aus, dass die unterschiedlichen Anforderungen für EBS abhängig von Korngröße, Heizwert, dem Chlor-Gehalt usw. sind. Die Anforderungen sind auch nach Einsatzgebiet (Wirbelschichtfeuerung, Einsatz in der Zementproduktion) unterschiedlich. Beim Einsatz in Zementwerken geht der Trend in eine Verbesserung der Hauptbrennerfraktion, wie etwa der Anhebung des Heizwertes durch Einsatz von zusätzlichen Behandlungsschritten bei der Aufbereitung (z.B. Schwerteilausschleusung) aber auch in eine Anhebung der Mengen für die Kalzinatorseite bei teilweise sogar schlechteren qualitativen Anforderungen z.B. dem Heizwertfenster, um die Mengen in die Öfen zu bekommen.

Experte 8 und **Experte 9** verweisen auf die AVV, welche die rechtlichen und technischen Anforderungen im Detail (Anhang 8) regelt.

Für **Experte 8** hängt der zukünftige Einsatz von Ersatzbrennstoffen von ihrer Verfügbarkeit, der sozialen und politischen Akzeptanz, der technologischen Weiterentwicklung der Anlagen und von der Abfallgesetzgebung ab.

Experte 9 erläutert weiter, dass die Anforderungen des Marktes sich laufend ändern und nicht verallgemeinert werden können, es ist vor allem eine Frage des Angebotes und der Nachfrage. Aufgrund der hohen Substitutionsraten in der österreichischen Zementindustrie (rd. 78 %) kann derzeit eine Entwicklung im Bereich der Sekundärfeuerung am Markt beobachtet werden. Es wird in Österreich an Sekundärfeuerungslösungen (z.B. ZW Mannersdorf – Lafarge – Aufbau Kalzinator 2017) gearbeitet.

2. Für die österreichische Zementindustrie stellt EBS mit mehr als 78 % (Stand 2016) den überwiegenden Anteil des gesamten thermischen Energieeinsatzes dar. Wird dieser Anteil in Zukunft noch weiter wachsen? (contra Kreislaufwirtschaftspaket?)

Alle Experten gehen von einem Wachstum des EBS-Anteils in der österreichischen Zementindustrie aus.

Experte 4 nimmt an, dass das Gesamtpotential von EBS beim Siedlungsabfall bei weniger als 10 % liegt und daher die Produktionskapazität zu EBS nicht nachhaltig beeinflusst wird.

Experte 8 unterstreicht die, im internationalen Vergleich, höchste Ersatzbrennstoffrate der österreichischen Zementindustrie. Einige Zementwerke in Österreich decken ihren thermischen Energiebedarf zeitweise bereits zu 100 % mit Ersatzbrennstoffen ab. Die Bestrebungen zur verstärkten Ankurbelung der Kreislaufwirtschaft und den gewünschten Steigerungsraten beim Recycling von Abfällen zur Erfüllung der angestrebten Recyclingquoten werden oftmals mit einem gewissen Druck auf die thermische Verwertung von Abfallbrennstoffen in Verbindung gebracht.

Für **Experte 9** ist eine höhere Substitutionsrate nicht konträr zum Kreislaufwirtschaftspaket zu sehen. Letztendlich bedeutet mehr Recycling auch mehr Sortierung und mehr Sortierung bedeutet gleichzeitig mehr aufbereitete Mengen, die als EBS zur Verfügung stehen werden. Weiters sind auch Mengenimporte aus anderen, weniger abfallwirtschaftlich entwickelten Ländern zu berücksichtigen und möglich.

3. Wie viel des in Österreich produzierten EBS bleibt in Österreich? Wird der EBS-Markt noch wachsen (Abnehmerseite)?

Experte 2 erläutert, dass im Jahr 2015 insgesamt ca. 2,9 Mio. t Ersatzbrennstoffe, davon ca. 1 Mio. t aus Siedlungsabfällen hergestellt, in (Mit)Verbrennungsanlagen eingesetzt wurden. 2016 wurden ca. 80.000 t EBS importiert und ca. 215.000 t EBS exportiert. Große Zuwächse wird es nicht mehr geben, außer bei der Klärschlammmonoverbrennung.

Experte 4 schätzt den Exportanteil für EBS auf ca. 30 % ein. Es sollte jedoch berücksichtigt werden, dass Mengen aus dem Ausland ebenfalls als Input zu EBS-Aufbereitungsanlagen angeliefert werden und daher der Anteil in Summe doch eher schwer abzuschätzen ist. Mehrere Kalcinatoranlagen in Österreich haben seit Kurzem ihren EBS-Einsatz deutlich in die Höhe gefahren.

Laut **Experte 9** wird der Markt für EBS weiter wachsen.

4. Wie schaut die Preisstruktur für EBS aus? Muss der Abnehmer bezahlen oder erhält er Geld für EBS? Oder: Ab wann werden EBS-Abnehmer zahlen?

Für **Experte 1**, **Experte 8**, **Experte 9** und **Experte 2** hängt die Preisstruktur von der Qualität der EBS ab, wie etwa Heizwert, Chlor-Gehalt und Korngröße.

Laut **Experte 4** sind in Österreich generell noch Zuzahlungen zu tätigen. Aktuell liegen die Preise im Bereich der Hauptbrennerfraktion zwischen 10-25 €/t. Kalzinatorfraktionen werden im Bereich von 60-70 €/t gehandelt. Einzelpreise können natürlich abweichen. Mit Steigerung der Energiepreise kann aber eine Verringerung der Zuzahlungen eintreten, wobei die Zuzahlung oder die dann möglichen Erlöse nicht mehr pro t Brennstoff, sondern pro eingesetzte Energie (GJ/t) berechnet werden.

Experte 9 erläutert, dass zurzeit ein Überangebot an Mengen zur Verbrennung besteht. Dies hat in den letzten 3 Jahren dazu geführt, dass die Preise für EBS, wie auch die Behandlungspreise in MVA's, gestiegen sind. Neben der qualitätsabhängigen Komponente ist für den Preis auch ausschlaggebend ob langfristige Lieferverträge oder Spot-Vereinbarungen bestehen.

9.3 Interpretation Expertenbefragung

Die befragten Experten konnten einen Rückgang von MBA-Anlagen in den letzten Jahren in Österreich, wie auch im aktuellen BAWP von 2017 beschrieben, beobachten. Begründet wird der Anlagenrückgang von den Experten mit wirtschaftlichen Ursachen. Hauptgrund war der Kapazitätsausbau in der thermischen Abfallbehandlung und der damit verbundene Preisdruck auf MBA/MBTS-Anlagen, da MVA in den letzten Jahren meist günstigere Preise für die Abfallbehandlung anbieten konnten.

Die Unsicherheit der positiven Preisentwicklung für heizwertreichen EBS aus Sicht von MBA/MBTS-Anlagenbetreiber wirkt sich nachteilig auf Investitionen in Erneuerung bzw. Neuerrichtung von Anlagen aus. Diese Einschätzung der befragten Experten deckt sich mit der (europäischen) Literatur (LONGHURST et al., 2013).

Der Trend zu Anlageschließungen in Österreich wird aus Sicht der Experten anhalten. Bestehende MBA-Anlagen werden so lange wie möglich und notwendig weiterbetrieben. Stehen jedoch größere Investitionen für einen Weiterbetrieb bzw. Adaptierung der Anlagen an, werden diese aber zunehmend hinterfragt und es wird zu weiteren Anlageschließungen oder Umstellungen kommen.

Weitere Verbesserungen in der getrennten Sammlung führen unter anderem zu einer Reduktion von Altstoffen und des Bioabfallanteils im Restmüll. Mit einem Kapazitätsaufbau bei Kompostierungsanlagen kann daher auch eine Verringerung des Durchsatzes in der biologische Behandlungsstufe von MBA-Anlagen eintreten.

Dies kann zu Problemen der Abbauprozesse im biologischen Teil führen, sollte der Organikanteil in der Schwerfraktion zu gering sein. MBA-Anlagen können darauf flexibel reagieren, neben der Umstellung auf MBTS kann die mechanische Behandlungsstufe als rein mechanische Anlagen umgenutzt werden, während die biologische Behandlungsstufe eingestellt bzw. zu einer separaten Kompostieranlage umfunktioniert wird (DORNACK und WÜNSCH, 2016).

In Österreich wird es zufolge der Experten keine zusätzlichen Neuerrichtungen von MBA/MBTS-Anlagen geben. Jedoch kann davon ausgegangen werden, dass es zu weiteren Verfahrensumstellungen von MBA-Anlagen, von Endrotteverfahren hin zu Trocknungsverfahren, kommen wird. Mögliche Verfahrensumstellungen wurden bereits 2005 in der MBA-Anlagenerhebung (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006) beschrieben. Seitdem wurden bereits mehrere MBA-Anlagen auf MBTS umgestellt, siehe Punkt 10.1.

10. Ergebnisse Anlagenbefragung

Tabelle 16 zeigt die Ergebnisse der Anlagenbefragung. Die MBA/MBTS-Anlagen wurden nach ihrem Behandlungskonzept geordnet. Um die Veränderung der Behandlungskonzepte über die Zeit besser visualisieren zu können, wurden die Ergebnisse der Anlagenbefragung mit dem Statusbericht 2020 (BMK, 2020) sowie der umfassenden MBA-Anlagenerhebung aus dem Jahr 2006 von Neubauer und Öhlinger verglichen.

Standort	Bundesland	in Betrieb seit	Kapazität 2005 [t]	Kapazität 2019 [t]	Behandlungskonzept 2019
Oberpullendorf	Burgenland	1978	82.000	82.000	MBA
Siggerwiesen	Salzburg	1978	140.000	140.000	MBA
Hartberg	Steiermark	2009	-	4.500	MBA
Lavant	Tirol	2007	-	17.000	MBA
Fischamend	Niederösterreich	1997	27.000	27.000	MBTS
Wiener Neustadt	Niederösterreich	2005	24.000	24.000	MBTS
Frohnleiten	Steiermark	2004	65.000	93.700	MBTS
Halbenrain	Steiermark	2004	70.000	80.000	MBTS
Liezen	Steiermark	2004	25.000	25.000	MBTS
Kufstein	Tirol	1995	9.500	15.000	MBTS
Zell am See	Salzburg	1978	40.000	40.000	nur mechanische Stufe
Aich-Assach	Steiermark	1977	15.250	9.500	nur mechanische Stufe
Steinthal	Niederösterreich	1985	28.500	10.000	nur Nachrotte
St. Pölten	Niederösterreich	2005	42.000	88.000	aktuell kein Betrieb
Allerheiligen	Steiermark	1979	17.100	17.100	aktuell kein Betrieb
Ort im Innkreis	Oberösterreich	1976	15.000	-	stillgelegt (2005)
Linz	Oberösterreich	2004	65.000	-	stillgelegt (2011)
Frojach-Katsch	Steiermark	1981	4.000	-	stillgelegt (2013)
Summe max. genehmigte Kapazität			669.350	672.800	

Tabelle 16: Vergleich MBA/MBTS-Anlagen im Zeitraum 2005-2019, eigene Darstellung nach BMK, 2020 und NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006)

10.1 Interpretation Anlagenbefragung

Seit der umfassenden Anlagenerhebung durch Neubauer und Öhlinger im Jahr 2006 sind zwei MBA-Anlagen in Lavant und Hartberg mit relativ geringen Kapazitäten neu errichtet worden.

Die Anlagen Aich-Assach und Zell am See sind derzeit nur als mechanische Behandlungsanlagen in Betrieb. Die MBA-Anlagen Allerheiligen und St. Pölten sind derzeit nicht in Betrieb, haben jedoch einen aufrechten Konsens. Die Entscheidung die MBA-Anlage in St. Pölten auf MBTS umzustellen, stand bei Abschluss dieser Arbeit noch aus. Die MBA-Anlagen Ort im Innkreis, Linz und Frojach-Katsch wurden stillgelegt.

Seit der Anlagenerhebung 2006 wurden fünf MBA-Anlagen in Fischamend, Wiener Neustadt, Frohnleiten, Halbenrain und Liezen auf das MBTS-Konzept umgestellt. Damit sind derzeit, zusammen mit der Anlage Kufstein, sechs MBTS-Anlagen in Österreich in Betrieb. Drei MBTS-Anlagen (Frohnleiten, Halbenrain und Kufstein) erhöhten im Vergleich zu 2006 zudem ihre Kapazitäten.

Bei der Anlagenbefragung bekräftigten mehrere Anlagenbetreiber, dass das Behandlungskonzept der Anlagen an die aktuellen Marktpreise für Abfallverbrennung und Deponierung angepasst werden kann. Dabei kann das Betriebskonzept ein und derselben Anlage kurzfristig umgestellt werden.

Bei geringen Entsorgungskosten für die thermische Verwertung bzw. hohen Kosten für die Deponierung auf MasseabfalldPONEN kann eine Entwicklung zum Betrieb von MBTS-Anlagen beobachtet werden (BMLFUW, 2015; NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006).

Historisch betrachtet haben sich die Behandlungskapazitäten von MBA/MBTS-Anlagen ab 2003 gegenüber 1990 mehr als verdoppelt (ZECHMEISTER et al., 2019).

Im Jahr 2005 waren in Österreich 16 MBA/MBTS-Anlagen mit einer Kapazität von 669.350 t in Betrieb. Davon waren 14 MBA-Anlagen und zwei MBTS-Anlagen (Kufstein und Frojach-Katsch) in Betrieb. Die Anlage in Kufstein konnte je nach Outputanforderung zwischen MBA und MBTS umschalten. (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006).

Seit dem Höhepunkt der genehmigten Gesamtkapazität im Jahr 2010 von rund 700.000 t in 16 MBA/MBTS-Anlagen sank die genehmigte Gesamtkapazität 2019 auf 672.800 t. Da im Jahr 2019 jedoch nur zehn MBA/MBTS-Anlagen (vier MBA-Anlagen und sechs MBTS-Anlagen) mit mechanischer und biologischer Stufe in Betrieb waren, sank die tatsächliche Kapazität auf 508.200 t im Jahr 2019.

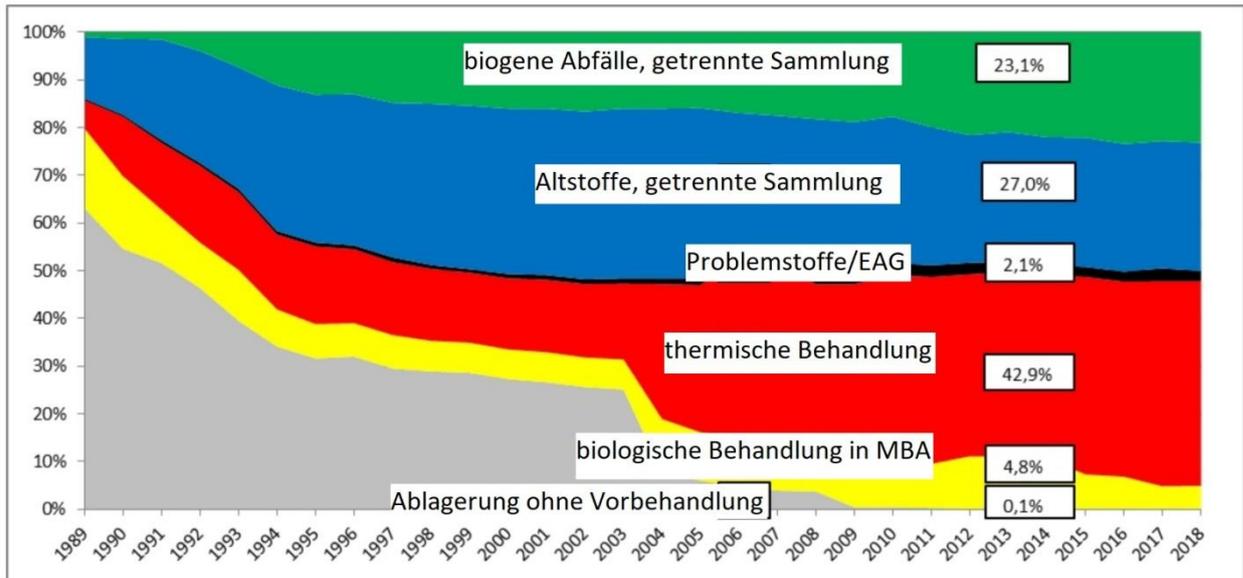


Abbildung 29: Behandlungswege von Siedlungsabfällen in Österreich 1989 - 2018 (BMK 2020)

Der Rückgang von MBA-Anlagen ist auch in Abbildung 29 ersichtlich, bei dem die Behandlungswege von Siedlungsabfällen aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen im Jahr 2018 veranschaulicht sind. Die heizwertreichen Fraktionen aus MBA/MBTS-Anlagen welche in die thermische Verwertung gehen sind im roten Pfad enthalten. Der gelbe Pfad stellt die biologische Behandlung in MBA-Anlagen dar. Durch Verfahrensumstellung mehrerer Anlagen von MBA auf MBTS, Anlagenschließungen und gleichzeitige Kapazitätserweiterung bei der thermischen Behandlung sinkt die biologische Behandlung in MBA-Anlagen auf nunmehr 4,8% bzw. einer Masse von 212.455 t (BMK 2020).

Direkt deponierte Abfallmengen ohne Vorbehandlung sind durch die DVO nahezu gänzlich zurückgegangen. Die Verschiebung der Abfallvorbehandlung von MBA-Anlagen hin zu MBTS-Anlagen sowie der Trend zu einer verstärkten thermischen Verwertung in den letzten Jahren ist auch durch eine Verschiebung der Ablagerungen der Deponiefractionen von Massenabfall- hin zu Reststoffdeponien ersichtlich (AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG, 2019). Der Abfalloutput von MBTS-Anlagen dient als Grundlage für eine thermische Verwertung und muss nach der Verbrennung auf Reststoffdeponien abgelagert werden. Da seit 1. Juli 2009 gemäß DVO 2008 ein Ablagerungsverbot für Rückstände aus thermischen Prozessen auf Massenabfalldeponien besteht, werden große Teile des bisher genehmigten Deponievolumens für Massenabfalldeponien zu Reststoffdeponiekompartmenten umgewidmet (AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG, 2019).

Die beobachtete Entwicklung von MBA-Anlagenschließungen bzw. Verfahrensumstellung auf MBTS deckt sich auch mit Aussagen aus der aktuellen Literatur (BMLFUW, 2017 a).

11. Schlussfolgerung

Seit über 40 Jahren stellt die MBA mittlerweile eine tragende Säule der österreichischen Abfallwirtschaft dar. Vor allem seit dem Inkrafttreten des Ablagerungsverbot für unbehandelte Abfälle im Jahr 2004 bzw. 2009 gab es einen starken Zuwachs an MBA-Anlagen und deren Behandlungskapazitäten. Seit dem Höhepunkt von 2010 mit einer Gesamtkapazität von rund 700.000 t in 16 MBA/MBTS-Anlagen sanken die Kapazitäten auf 508.200 t in 10 MBA/MBTS-Anlagen im Jahr 2019. Neben dem Rückgang der Anlagenzahl und der Gesamtkapazität ist vor allem die Umstellung des Verfahrenskonzepts von der klassischen MBA hin zu MBTS auffallend.

MBTS-Anlagen unterscheiden sich von klassischen MBA-Anlagen vor allem durch das Verfahrensziel und den Verfahrensablauf. Bei der MBA ist das Ziel der biologischen Behandlung der Ab- und Umbau organischer Substanz im Abfall zu einem reaktionsarmen Deponat. Bei der biologischen Trocknung hingegen ist das Ziel eine Reduktion des Feuchtegehalts im Abfallstrom, um den Heizwert für eine spätere thermische Verwertung zu erhöhen. Das Verfahrensziel der meisten MBA/MBTS-Anlagen ist also nicht mehr, wie in der DVO vorgesehen, die Herstellung eines stabilisierten Outputs für die Deponierung, sondern die Herstellung von heizwertreichen Fraktionen zur thermischen Nutzung.

Die Expertenbefragung im Rahmen dieser Arbeit hat gezeigt, dass der Rückgang der Zahl an MBA-Anlagen vor allem wirtschaftliche Gründe hat. Hauptursache war die Neuerrichtung von Kapazitäten für die thermische Abfallbehandlung von gemischten Siedlungsabfällen und der damit verbundene Preisdruck auf MBA/MBTS-Anlagen. Durch den Preisdruck reduzierten einige Anlagen den Durchsatz, das verursachte bei gleichbleibenden Fixkosten eine Steigerung der spezifischen Kosten. Ein weiterer Grund für den Anlagenrückgang ist die laufende Steigerung der Betriebskosten von MBA-Anlagen bedingt durch steigende Personalkosten, höhere Reparatur- und Instandhaltungskosten von älteren Anlagen.

Neuerrichtungen von MBA- oder MBTS-Anlagen in Österreich wird es den befragten Experten zufolge nicht mehr geben, da ausreichend Behandlungskapazitäten am österreichischen Markt vorhanden sind. Es kann aber davon ausgegangen werden, dass es zu weiteren Verfahrensumstellungen von MBA-Anlagen, von Endrotteverfahren hin zu Trocknungsverfahren, kommen wird.

Bei der durchgeführten Befragung aller österreichischen MBA/MBTS-Anlagen konnten die aktuellen Behandlungskonzepte je Anlage erhoben werden. Im Jahr 2019 wurden vier MBA- und sechs MBTS-Anlagen betrieben.

Der in der Fachliteratur beschriebene Rückgang von MBA-Anlagen deckt sich mit Erkenntnissen der durchgeführten Anlagenbefragung in Österreich als auch mit den Aussagen der befragten Experten. Ebenso konnte im Rahmen dieser Arbeit die Entwicklung von Verfahrensumstellungen von MBA-Anlagen hin zu MBTS-Anlagen bestätigt werden.

Seit 2005 wurden fünf MBA-Anlagen in Fischamend, Wiener Neustadt, Frohnleiten, Halbenrain und Liezen auf ein MBTS-Konzept umgestellt.

Österreich befindet sich im Bereich der getrennten Sammlung von Siedlungsabfällen im europäischen Spitzenfeld. Durch das Kreislaufwirtschaftspaket wird es zu weiteren Steigerungen in der getrennten Sammlung und damit zu einer erhöhten Wertstoffeffassung in den nächsten Jahren kommen. Dies kann aber durch Bevölkerung- und Wirtschaftswachstum wieder kompensiert werden. Das wird sich auch auf die MBA/MBTS-Technologie auswirken, die jedoch durch ihre Flexibilität bzw. Anpassungsfähigkeit in Bezug der spezifischen Zusammensetzung der Inputströme sowie an Anforderungen der Outputströme relativ schnell darauf reagieren kann.

Es kann aber davon ausgegangen werden, dass in Österreich der Anteil von MBA/MBTS-Verfahren an der Restabfallbehandlung weiter abnehmen wird.

12. Verzeichnisse

12.1 Literaturverzeichnis

- ABF-BOKU, Institut für Abfallwirtschaft – Universität für Bodenkultur Wien, 2020. Entsorgungstechnik, LVA 813.339. Verfügbar in: <https://learn.boku.ac.at/course/view.php?id=21800> [Abfrage am: 28. 03. 2020].
- Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Abteilung 14 - Wasserwirtschaft, Ressourcen und Nachhaltigkeit, 2019. Landes-Abfallwirtschaftsplan Steiermark 2019. Verfügbar in: <https://www.abfallwirtschaft.steiermark.at/cms/beitrag/10177492/136114083> [Abfrage am: 03.04.2020].
- Anderl, M. et al., 2020. Klimaschutzbericht 2020, REP-0738, Umweltbundesamt, Wien.
- Angerer, T., 1999. Abluftreinigung bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA), BE-156, Umweltbundesamt, Wien.
- Arbeitsgemeinschaft Stoffspezifische Abfallbehandlung, 2016. ASA-Strategie 2030 - Ressourcen- und Klimaschutz durch eine stoffspezifische Abfallbehandlung - Herausforderungen, Chancen, Perspektiven, Hannover.
- Binner, E., Lechner, P., Smidt, E., 2004. Biologische Behandlung, in: Lechner, P. (Ed.), Kommunale Abfallentsorgung. Facultas Verlag, Wien.
- Bilitewski, B., Wagner, J., Reichenbach J., 2018. Bewährte Verfahren zur kommunalen Abfallbewirtschaftung. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
- BMLFUW, 2002. Richtlinie für die mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft, Wien.
- BMLFUW, 2005. Richtlinie des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft: Stand der Technik der Kompostierung, ausgegeben am 10. Februar 2005. Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- BMLFUW, 2013. Bundesgesetz über eine nachhaltige Abfallwirtschaft (Abfallwirtschaftsgesetz 2002 – AWG 2002), BGBl. I Nr. 193/2013, Wien.
- BMLFUW, 2015. Benchmarking für die österreichische Abfallwirtschaft. Endbericht. Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft. Technische Universität, Wien.
- BMLFUW, 2017 a: Bundes-Abfall-Wirtschaftsplan 2017 Teil 1, Wien.
- BMLFUW, 2017 b: Technische Grundlagen für den Einsatz von Abfällen als Ersatzrohstoffe in Anlagen zur Zementerzeugung, Wien.

- BMK, 2020. Die Bestandaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich – Statusbericht 2020 (Referenzjahr 2018), Wien.
- Brunner, P.H. und Skutan, S. 2005. Stoffbilanzen mechanisch-biologischer Anlagen zur Behandlung von Restmüll (SEMBA). Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft. Technische Universität, Wien.
- Bundesgesetz über die Prüfung der Umweltverträglichkeit (Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetz 2000 – UVP-G 2000) StF: BGBl. Nr. 697/1993. Verfügbar in: <https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=10010767> [Abfrage am 11.03.2019].
- BMWi (Bundesministerium für Wirtschaft und Energie), 2015. Leitfaden, Energieeffiziente Abluftbehandlung in Mechanisch Biologischen Abfallbehandlungsanlagen. Berlin.
- BZL, 1998. Mechanisch-biologische Abfallbehandlung. Trockenstabilat – Abfallwirtschaftliche Einordnung. Gutachten im Auftrag des Thüringer Ministeriums für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt. BZL Kommunikation und Projektsteuerung GmbH, Oyten.
- Canova, M., Roth, J., Roudier, S., Pinasseau, A., Zerger B., 2018. Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Waste treatment Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control), Publications Office of the European Union, Luxemburg.
- Clemens, J., Högbe, M., 2004. Ammoniumsulfatlösungen als Sekundärrohstoffdünger. Tagungs- und Kongressband Abfallforschungstage 2004. Göttingen.
- Coskun, E., Dobsław, C., Dörnath, H., Glocker, B., Joost, M., Kranert, M., Marienfeld, S., Pretz, T., Reiser, M., Wittmann, L., 2018. Leitfaden, Energieeffiziente Abluftbehandlung in Mechanisch Biologischen Abfallbehandlungsanlagen, Berlin.
- Cuhls, C.; Doedens, H.; Kruppa, J.; Kock, H. & Levsen, K., 1999. Bilanzierung von Umweltchemikalien bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung: In: Verbundvorhaben Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen – Beiträge der Ergebnispräsentation. Tagung vom 7.–8. September 1999, Tagungsband, Potsdam.
- Diekmann, A., 2017. Empirische Sozialforschung. Grundlagen, Methoden, Anwendungen. Rowohlt Taschenbuch GmbH, Hamburg.
- Dornack, C., Wünsch, C., 2016. Auswirkungen der Umsetzung des Kreislaufwirtschaftsgesetzes ausgewählter Stoffströme auf die MBA in Deutschland. Tagungsband Recy & Depotech 2016, Lehrstuhl für Umwelt und Energieverfahrenstechnik der Montanuniversität Leoben, Leoben.

- Drew, G.H., Longhurst, P.j., Pollard, S.J.T., Smith, R., Velis C. A., 2009. Biodying for mechanical-biological treatment of wastes: A review of process science and engineering. Bioresource Technology, Amsterdam.
- Epiney, A., Heuck, J., 2011. RL 2008/98/EG vom 19. November 2008 (Abfallrahmenrichtlinie), in Fluck, J. (Hrsg.), Kreislaufwirtschafts-, Abfall- und Bodenschutzrecht, Heidelberg.
- Fuchs, V., 2012. Adaptierung einer klassischen MBA-Anlage zu einer Anlage für biologische Trocknung. Universität für Bodenkultur. Wien.
- Epstein, E., 1997. The Science of Composting. CRC Press, Technomic Publishing, Lancaster, PA.
- Europäische Kommission, 2002. Commission exposes illegal and mismanaged landfill sites in the EU, IP/02/1396, Verfügbar in: http://europa.eu/rapid/press-release_IP-02-1396_en.htm [Abfrage am 22.03.2019].
- Europäische Union – EU, 2008. Amtsblatt L 312, Verfügbar in: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=OJ:L:2008:312:TOC> [Abfrage am 22.03.2019].
- Europäische Union – EU, 2018 a. Amtsblatt L 150 – Ausgabe in deutscher Sprache, Amt für Veröffentlichungen der europäischen Union, Luxemburg.
- Europäische Union – EU, 2018 b. Amtsblatt L 208/38, Verfügbar in: http://data.europa.eu/eli/dec_impl/2018/1147/oj [Abfrage am 21.12.2019].
- Fachverband Entsorgungs- und Ressourcenmanagement, Wirtschaftskammer Österreich, 2018. EU-Kreislaufwirtschaftspaket, Herausforderung und Chance, Verfügbar in: <https://www.wko.at/branchen/information consulting/entsorgungs-ressourcenmanagement/update-37-18-Oe.pdf> [Abfrage am: 02.03.19].
- Flick, U., Kardoff von, E., Steinke, I., 2005. Qualitative Forschung: Ein Handbuch. Rowohlt Taschenbuch Verlag GmbH, Hamburg.
- Froschauer, U., 2003. Das qualitative Interview. Facultas, Wien.
- Garg, A., Smith, R., Hill, D., Longhurst, P.J., Pollard, S.J.T., Simms, J., 2009. Anintegrated appraisal of energy recovery options in the United Kingdom usingsolid recovered fuel derived from municipal solid waste. Waste Management, Amsterdam.
- Goldmann, D. und Martens, H., 2016. Recyclingtechnik: Fachbuch für Lehre und Praxis. Springer Fachmedien, Wiesbaden.
- Harather, K., 2018. Prokurist und Gesellschafter der IUT Ingenieurgemeinschaft Innovative Umwelttechnik GmbH. Persönliche Mitteilung vom 23.11.2018, Wr. Neustadt.

-
- Harather, K., Pinkel, M., 2016. BREF Abfallbehandlung – Auswirkungen auf österreichische Anlagen, Tagungsband Recy & Depotech 2016, Lehrstuhl für Umwelt und Energieverfahrenstechnik der Montanuniversität Leoben, Leoben.
- Haug, R.T., 1993. The Practical Handbook of Compost Engineering. CRC Press, Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Kranert, M. (Hrsg), 2017. Einführung in die Kreislaufwirtschaft – Planung – Recht - Verfahren. Springer Fachmedien, Wiesbaden.
- Kumpf, Maas, Straub (Hrsg), 1989. Kompostwerke in Österreich, Müll-Handbuch, Erich-Schmidt-Verlag, Berlin.
- Lechner, P., Binner, E., Mostbauer, P., 2004. MBT – how to reach the goals? Tagungsband der 1st Conference and Exhibition „Biodegradable and Residual Waste Management“, Harrogate/UK.
- Linzner, R., Mostbauer, P., Binner, E., Smidt, E., Lechner, P., 2005. Klimarelevanz der Kompostierung unter Berücksichtigung der Verfahrenstechnik und Kompostanwendung (KliKo). Unveröff. Endbericht im Auftrag der MA 48, Wien.
- Longhurst, P., Pollard, S., Robson, B., Sinfield, K., Velis, C. A., Wagland, S., Wise, S., 2013. Solid Recovered Fuel: Materials Flow Analysis and Fuel Property Development during the Mechanical Processing of Biodried Waste. Environmental Science & Technology, Washington, D.C.
- Lorber, K., Pomberger, R., Sarc, R., 2011. Herstellung und Einsatz von Ersatzbrennstoffen (EBS) in Österreich. Tagungsband der IV Internationalen Tagung MBA & Sortierung Waste-to-Resources 2011, Hannover.
- Nagel, J., 2015. Nachhaltige Verfahrenstechnik: Grundlagen, Techniken, Verfahren und Berechnung. Carl Hanser Verlag, München.
- Neubauer, C. und Lampert, C., 2012. Klimarelevanz der Abluftreinigung bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA), Projekt KAMBA, Report 0388, Umweltbundesamt, Wien.
- Neubauer, C. und Öhlinger, A., 2006. Ist-Stand der Mechanisch-Biologischen Abfallbehandlung (MBA) in Österreich, Zustandsbericht 2006, Report 0071, Umweltbundesamt, Wien.
- Nicosia, S., Lanza, P.A., Spataro, G., Casarin, F., 2007. Drawing the materials balance for an MBT cycle from routine process measures in MBT plant located in Venice. In: Kuehle-Weidemeir, M. (Ed.), International Symposium MBT 2007. Hannover.
- Mostbauer, P., 2017. Verwertung in Zementindustrie, Foliensatz 813.103 Abfall als Ressource, Institut für Abfallwirtschaft der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Rechnungshofbericht Restmüllentsorgung im südlichen Wiener Becken, Reihe Niederösterreich 2017. Verfügbar in: <https://www.rechnungshof.gv.at/rh/suche/Suche.html?l=de&q=Restm%C3%B>
-

- Clientsorgung+im+s%C3%BCdlichen+Wiener+Becken&thema=&Bereich=
[Abfrage am 24.03.2019].
- Saubermacher Dienstleistungs AG, 2010: Förderungsansuchen - Basisprogramm: NahInfrarotsortierung von gemischten aufbereiteten Abfällen. Feldkirchen bei Graz.
- Schu, R., 2007. Zukunftsfähige MBA-Konzepte – Vision 2020, in: Kühle Weidemeier, M. (Ed.), Internationale Tagung MBA 2007, Cuvillier Verlag, Göttingen.
- Soyez, K. 2005. Mechanisch biologische Behandlung von Abfällen. Verfügbar in : https://tudresden.de/ing/maschinenwesen/ifvu/evt/ressourcen/dateien/Veroeffentlichungen/Beckmann_90-07/Be-93.pdf. [Abfrage am 23.06.2019].
- Turk, T. et al., 2008. Nachrüstung von MBA durch Vorschaltung von Vergärungsanlagen. In: Wiemer, K.; Kern, M. (Hrsg.): Bio- und Sekundärrohstoffverwertung III. Witzenhausen.
- Umwelterklärung 2019, WNSKS GmbH, Abfallwirtschaft für den Standort Raketengasse – Heideansdlg., 2751 Wiener Neustadt. Verfügbar in: <https://www.wiener-neustadt.at/de/service/unternehmen?file=files/drive/wrn/content/service/umwelt-abfall/abfallwirtschaft/zertifikate-2019/1-umwelterklaerung-2019-version-3-homepage.pdf> [Abfrage am 21.12.2019].
- Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus der physikalisch-chemischen oder biologischen Abfallbehandlung (AEV Abfallbehandlung) StF: BGBl. II Nr. 9/1999. Verfügbar in: <https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=10011166> [Abfrage am 11.03.19].
- Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Deponien (Deponieverordnung 2008 – DVO 2008) StF: BGBl. II Nr. 39/2008. Verfügbar in: <https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=20005653> [Abfrage am 17.03.19].
- Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und des Bundesministers für Wirtschaft, Familie und Jugend über die Verbrennung von Abfällen (Abfallverbrennungsverordnung – AVV) StF. BGBl. II Nr. 389/2002. Verfügbar in : <https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=20002239> [Abfrage am 11.03.2019].
- Wiemer K. und Kern M., 1996. Mechanisch-Biologische Restabfallbehandlung nach dem Trockenstabilatverfahren, M.I.C. Baeza- Verlag, Witzenhausen.
- Zechmeister A. et al., 2019. Klimaschutzbericht 2019. Report 0702, Umweltbundesamt, Wien.

12.2 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Abfallaufkommen 2018 in Österreich (eigene Darstellung nach BMK, 2020)	5
Abbildung 2: Siedlungsabfälle aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen und deren Behandlungsverfahren (BMK, 2020)	7
Abbildung 3: Verbleib des Anlagenoutputs aus MBA im Jahr 2018 (eigene Darstellung nach BMK, 2020)	8
Abbildung 4: österr. MBA-Anlagen 2018 (BMK, 2020)	10
Abbildung 5: österr. Müllkompostwerke 1989 (KUMPF et. al, 1989)	11
Abbildung 6: Brückenwaage (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006)	23
Abbildung 7: Flachbunker, Anlage Oberpullendorf, eigene Darstellung.	24
Abbildung 8: Klärschlambunker, Anlage Halbenrain (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006)	24
Abbildung 9: Prozessbild der mechanischen Aufbereitung einer MBA (KRANERT, 2017)	25
Abbildung 10: Magnetabscheider (GOLDMANN und MARTENS, 2016).....	28
Abbildung 11: Wirbelstromabscheider (KRANERT, 2017)	28
Abbildung 12: Rüttelsieb, Anlage Halbenrain (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006)	30
Abbildung 13: Schwimm-Sink-Sichtung (GOLDMANN und MARTENS, 2016)	31
Abbildung 14: Zick-Zack- und Querstromsichtung (GOLDMANN und MARTENS, 2016)	31
Abbildung 15: Verfahrensprinzip NIR-Sortierung (SAUBERMACHER DIENSTLEISTUNGS AG, 2010)	32
Abbildung 16: Ballenpresse der MBA-Anlage Oberpullendorf, eigene Aufnahme.	33
Abbildung 17: Veränderung charakteristischer Parameter während der Rotte (ABF-BOKU, 2020)	38
Abbildung 18: Intensivrottetunnel, Anlage Wiener Neustadt (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006)	39
Abbildung 19: Nachrotte, Anlage Linz (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006)	41
Abbildung 20: Staubfilter, Anlage St. Pölten (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006) ..	43
Abbildung 21: Biofilter der MBA-Anlage Oberpullendorf, eigene Aufnahme.....	45
Abbildung 22: RTO mit Dreikammersystem (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006)...	46
Abbildung 23: Stoffströme MBA (ABF-BOKU, 2020)	48
Abbildung 24: Trocknungstunnel Anlage Frohnleiten (NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006)	51
Abbildung 25: Schema einer Trocknungsbox mit Prozessluftzirkulation und Entfeuchtung nach Herhof (DREW et al., 2009).....	52
Abbildung 26: Outputfraktionen nach der biologischen Trocknung in Gewichtsprozent (eigene Darstellung nach FUCHS, 2012)	55

Abbildung 27: Stoffströme von MBA- und MBTS-Anlagen (SOYEZ, 2005)	60
Abbildung 28: Klimagasbilanz, gewichtetes Mittel über 19 untersuchte MBA/MBTS/MPS Anlagen in Deutschland im Jahr 2014 (ASA, 2016)	61
Abbildung 29: Behandlungswege von Siedlungsabfällen in Österreich 1989 - 2018 (BMK 2020)	75

12.3 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: MBA in Österreich, Datenstand 2018 (eigene Darstellung nach BMK, 2020)	9
Tabelle 2: Vergleich Ziele Recyclingrate EU bis 2030 mit aktuellem Status in Österreich (eigene Darstellung nach EU, 2018 a und BMK 2020)	14
Tabelle 3: Schlüsselparameter für die MBA-Deponiefraction (eigene Darstellung nach DVO 2008)	16
Tabelle 4: Grenz- und Richtwerte betreffend Abluftemissionen in der MBA-RL (eigene Darstellung nach BMLFUW, 2002)	19
Tabelle 5: Grenzwerte von Ersatzbrennstoffen in der Zementklinkerproduktion (eigene Darstellung nach BMLFUW, 2017 b)	20
Tabelle 6: Wesentliche Normen, eigene Darstellung	21
Tabelle 7: Zerkleinerungaggregate (eigene Darstellung nach NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006; GOLDMANN und MARTENS, 2016)	27
Tabelle 8: Siebssysteme (eigene Darstellung nach NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006; KRANERT, 2017)	29
Tabelle 9: Mikroorganismengruppen (eigene Darstellung nach BINNER, 2004 und KRANERT, 2017)	35
Tabelle 10: Emissionsrelevante Bereiche in der MBA (eigene Darstellung nach KRANERT, 2017)	42
Tabelle 11: Trocknungsphasen (eigene Darstellung nach NICOSIA, 2007)	53
Tabelle 12: Zusammensetzung der heizwertreichen Fraktionen (=Brennstofffraktion) (eigene Darstellung nach FUCHS, 2012)	55
Tabelle 13: Unterschiede zwischen MBA und MBTS (eigene Darstellung nach FUCHS, 2012)	58
Tabelle 14: Energieaufwand und -ertrag von MBA und MBTS (eigene Darstellung nach TURK et al., 2008)	62
Tabelle 15: Betriebskosten MBA (eigene Darstellung nach BILITEWSKI et al., 2018)	64
Tabelle 16: Vergleich MBA/MBTS-Anlagen im Zeitraum 2005-2019, eigene Darstellung nach BMK, 2020 und NEUBAUER und ÖHLINGER, 2006).	73

13. Anhang

Anhang 1 : Fragebogen

Experten-Befragung



Diplomarbeit:

Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung in Österreich – Vergleich von MBA und MBTS

Betreuung:

- Univ.Prof. Dipl.-Ing. Dr. Marion Huber-Humer
- Dipl.-Ing. Erwin Binner

Hintergrund und Ziel der Arbeit:

In Österreich gelten seit 2004 strenge Qualitätsanforderungen für die Deponierung von Abfällen. Die Deponieverordnung 2008 (BGBl. II Nr. 104/2014) regelt dies mit einem Deponierungsverbot für Abfälle die einen organischen Kohlenstoffanteil (TOC) von mehr als 5 % der Trockenmasse (TM) aufweisen. Für mittels mechanisch-biologischer Abfallbehandlung (MBA) behandelte Abfälle wurden alternative Qualitätskriterien geschaffen und Grenzwerte für den Brennwert und die Reaktivitätsparameter Gasbildung und Atmungsaktivität festgelegt. Dadurch entwickelte und etablierte sich die MBA neben der Müllverbrennung als Möglichkeit zur Vorbehandlung von Siedlungsabfällen. Im Laufe der Zeit stiegen jedoch die Behandlungskosten der MBA und die Entsorgungskosten der Müllverbrennungsanlagen (MVA) sanken. Als kostengünstige Alternative zur MBA (Behandlungsdauer 10-14 Wochen) hat sich die mechanisch-biologische Trockenstabilisierung (MBTS) etabliert. Bei einer MBTS wird die Selbsterhitzung des Rottegutes durch Mikroorganismenaktivität genutzt, um innerhalb einer Woche den Abfall zu trocknen. Damit sinken die Kosten der biologischen Behandlung, denn die Behandlungsdauer wird verkürzt, der Energiebedarf gesenkt und das trockene Rottegut infolgedessen besser mechanisch aufbereitbar (weniger Anhaftungen). Dadurch können qualitativ höherwertige Brennstoffe hergestellt werden.

Ziel dieser Arbeit ist ein besseres Verständnis der aktuellen biologischen Restabfallbehandlungstechnologien zu schaffen und den Stand der Technik darzustellen.

Fragebogen

Themenblock MBA/MBTS:

1. Warum kommt es zu einem Rückgang von MBA-Anlagen in Österreich?
(Zitat aus BAWP 2017: „Die Anzahl der mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen ging von 16 auf 14 Anlagen zurück. Der Rückgang der Jahreskapazität von 741.100 t auf 655.700 t ist im Wesentlichen auch auf die Ruhend-Stellung des MBA-Betriebs zweier Anlagen zurückzuführen“)
2. Warum gibt es in Österreich bislang nur aerobe MBA und keine MBA-Konzepte mit einer kombinierten anaeroben/aeroben biologischen Behandlung (wie z.B. in Deutschland)?
(Zitat aus BWAP 2017: „Als sinnvolle Weiterentwicklung wird die Installierung anaerober Behandlungsstufen angesehen.[...] Anlagen zur mechanisch-biologischen Behandlung von Abfällen mit einer kombinierten anaeroben und anschließenden aeroben biologischen Behandlung wurden bisher in Österreich nicht umgesetzt.“)
3. Sind in naheliegender Zukunft MBTS-Anlagen in Österreich geplant?
(Zitat aus Benchmarking für die österreichische Abfallwirtschaft 2015: „Bei geringen Entsorgungskosten für die thermische Verwertung/Entsorgung überwiegt die Tendenz zum Betrieb der MBA-Anlagen im Sinne der Trockenstabilisierung.“)
4. Kommt es mit dem neuen überarbeiteten Kreislaufwirtschaftspaket der EU-Kommission zu kurz- und langfristigen Änderungen für österreichische MBA-Anlagen?
5. Durch die Umsetzung des Kreislaufwirtschaftspaketes und der damit einhergehenden Erhöhung der Wertstoffeffizienz und der Recyclingraten sind rückläufige Restabfallmengen zu erwarten. Wie werden MBA damit in Zukunft umgehen?
6. BAT für Abfallbehandlungsanlagen kam 2018 heraus. Welche Auswirkung gibt es für österreichische MBA/MBTS? Sind Anlagenschließungen geplant?
7. Sind die Emissionsfaktoren für die Reinluft der klassischen MBA auf die MBTS (Trockenstabilisierung) übertragbar?
8. Wie prognostizieren Sie die zukünftige Entwicklung der MBA in Österreich? Wird es das MBA-Konzept in der bestehenden Form mittel/langfristig noch geben?

Themenblock Ersatzbrennstoffe (EBS):

5. Welche Anforderungen gibt es für EBS von der Abnehmerseite? Wird eher nieder- oder hochkalorischer EBS von Abnehmern favorisiert? Gibt es in Zukunft Änderungen diesbezüglich?
6. Für die österreichische Zementindustrie stellt EBS mit mehr als 78 % (Stand 2016) den überwiegenden Anteil des gesamten thermischen Energieeinsatzes dar. Wird dieser Anteil in Zukunft noch weiter wachsen? (contra Kreislaufwirtschaftspaket?)
7. Wie viel des in Österreich produzierten EBS bleibt in Österreich? Wird der EBS-Markt noch wachsen (Abnehmerseite)?
8. Wie schaut die Preisstruktur für EBS aus? Müssen Abnehmer bezahlen oder erhalten sie Geld für EBS? Oder: Ab wann werden EBS-Abnehmer zahlen?