

Universität für Bodenkultur Wien
University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna



Department Wasser-Atmosphäre-Umwelt
Institut für Siedlungswasserbau, Industriewasserwirtschaft und Gewässerschutz



Leiter: Univ.Prof. DI Dr. Thomas Ertl



**Aktuelle Situation und zukünftige Entwicklungen bei der
Klärschlammentsorgung in Österreich**

**Masterarbeit
zur Erlangung des akademischen Grades
Diplomingenieur**

eingereicht von:
VANAS, FABIAN

Betreuer: Th. Ertl
Mitbetreuer: Fl. Kretschmer

Matrikelnummer 0740872

26.09.2016

Ich danke dir, du weißt wofür!

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	1
2. Zielsetzung und Aufgabenstellung	3
3. Allgemeine Grundlagen	5
3.1 Grundlagen	5
3.1.1 Klärschlammmarten	5
3.1.2 Charakterisierung	6
3.1.3 Brennstoffeigenschaften	9
3.1.4 Klärschlammzusammensetzung	10
3.2 Phosphor	10
3.2.1 Allgemeines	10
3.2.2 Förderung und Reserven	11
3.2.3 Phosphorkreislauf	12
3.2.4 Phosphorbilanz Österreich	12
3.2.5 Grundlagen der P-Rückgewinnung	13
3.3 Klärschlammbehandlung	16
3.3.1 Stabilisierung	16
3.3.2 Schlammwasserabtrennung	17
3.3.3 Hygienisierung	21
3.4 Rechtsgrundlagen der Klärschlammentsorgung	22
3.4.1 Verwertung in der Landwirtschaft	22
3.4.2 Thermische Behandlung	24
3.4.3 Deponierung	28
3.4.4 Kompostierung	29
3.4.5 MBA	32
3.4.6 Sonstige Regelungen	33
4. Aktuelle Situation in Österreich	35
4.1.1 Kläranlagen	35
4.1.2 Klärschlammaufkommen	35
4.1.3 Klärschlammentsorgung	36
4.1.4 Anlagen in Österreich	39
5. Aktuelle und künftige Klärschlammentsorgungs- und -verwertungspfade	43
5.1 Verwertung in der Landwirtschaft	45
5.1.1 Allgemeines	45
5.1.2 Verfahrensprinzip	45
5.1.3 Apparate	45
5.1.4 Rückstände	45
5.1.5 Vor- und Nachteile	46
5.2 Deponierung	46
5.2.1 Allgemeines	46
5.3 Thermische Behandlung	46
5.3.1 Pyrolyse	46
5.3.2 Vergasung	49
5.3.3 Monoverbrennung	52
5.3.4 Mitverbrennung	54
5.3.5 Hydrothermale Carbonisierung	56
5.3.6 Nassoxidation	59
5.3.7 Plasmaverfahren	62
5.4 Sonstige Verfahren	66
5.4.1 Kompostierung	66
5.4.2 Mechanisch-biologische Abfallbehandlung	68
6. Bewertungsverfahren von Entsorgungskonzepten	71

6.1	Modelle zur Bewertung des ökonomischen Ausmaßes – Betriebswirtschaft	72
6.1.1	Statische Investitionsrechnungen	72
6.1.2	Dynamische Investitionsrechnungen	74
6.2	Modelle zur Bewertung des ökologischen Ausmaßes	75
6.2.1	ABC-Methode	75
6.2.2	KEA- Kumulierter Energieaufwand	76
6.2.3	Methode der ökologischen Knappheit – Ökofaktoren 2006	77
6.2.4	SPI – Sustainable Process Index	78
6.2.5	LCA - Life-Cycle Assessment	79
6.3	Multikriterienanalyse	80
6.3.1	Allgemeines	80
6.3.2	Anwendungsbereiche	81
6.3.3	Aufbau	81
7.	Material und Methoden	83
7.1	Verwertungs- und Entsorgungspfade	83
7.2	Auswahl des Bewertungsverfahrens - Multikriterienanalyse	83
7.2.1	Ziel und Rahmenbedingungen	84
7.2.2	Sachbilanz	89
7.2.3	Wirkungsbilanz	92
8.	Ergebnisse	99
8.1	Gesamtergebnis	99
8.2	Bereich Umwelt	100
8.3	Bereich Ökonomie	100
8.4	Bereich Gesellschaft	101
8.5	Sensitivitätsanalyse	103
9.	Interpretation und Diskussion	105
9.1	Gesamtergebnis	105
9.2	Bereich Umwelt	105
9.3	Bereich Ökonomie	106
9.4	Bereich Gesellschaft	107
9.5	Sensitivitätsanalyse	107
9.6	Diskussion	108
9.6.1	Ergebnisse	108
9.6.2	Bewertungsverfahren	110
10.	Zusammenfassung	113
11.	Literatur	115
12.	Anhang	125
12.1	Anhang 1	125
12.2	Tabellenverzeichnis	126
12.3	Abbildungsverzeichnis	129
13.	Lebenslauf	131
14.	Eidesstattliche Erklärung	133

Kurzfassung

Klärschlamm fällt als Überschussprodukt in den Kläranlagen durch die Entfernung der im Abwasser enthaltenen Inhaltsstoffe an. Zu den Inhaltsstoffen gehören neben den sogenannten Wertstoffen (z.B.: Phosphor) auch potentielle Schadstoffe anthropogenen Ursprunges. Aufgrund gesetzlicher Verpflichtungen zur Abwasserreinigung fällt Klärschlamm dauernd an und es muss daher eine gesicherte Entsorgung stets gewährleistet sein.

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit der anfallenden Klärschlammmenge und die Art der Klärschlamm Entsorgung im Wandel der Zeit in Österreich. Es werden aktuelle und künftige Verfahren vorgestellt und auf rechtliche Grundlagen eingegangen. Weiters werden Methoden zur ökologischen und ökonomischen Bewertung von Entsorgungsverfahren vorgestellt.

Der Praxisteil beschäftigt sich mit der Anwendung von ökologischen, ökonomischen und gesellschaftlichen Bewertungsverfahren ausgewählter Entsorgungspfade mittels Multikriterienanalyse (MKA). Die ausgewählten Pfade setzen sich aus aktuellen Verfahren – Mitverbrennung, Monoverbrennung und landwirtschaftliche Verwertung – und aus einem technisch innovativen Verfahren – hydrothermale Carbonisierung (HTC) – zusammen.

Bei der Betrachtung des Gesamtergebnisses der MKA wird ersichtlich, dass die Verfahren Monoverbrennung und Mitverbrennung deutlich besser abschneiden als die landwirtschaftliche Verwertung und der HTC.

Bei der ökologischen Bewertung schneiden thermische Verfahren deutlich besser als die landwirtschaftliche Verwertung ab, da durch die Aschedeponierung dem System Schadstoffe entzogen und folglich nur geringere Mengen in Berührung mit der Umwelt kommen. Ein anderes Bild zeigt sich bei der ökonomischen Betrachtung. Aufgrund der geringen Investitionskosten und Entsorgungskosten schneidet die landwirtschaftliche Verwertung mit Abstand besser ab. Das Ergebnis der gesellschaftlichen Bewertung wird vor allem durch den Trockenmasseanteil und der Möglichkeit zur Phosphorrückgewinnung beeinflusst.

Abstract

Sewage sludge is a surplus product in waste water treatment plants through the removal of the wastewater ingredients. The ingredients in addition to the so-called recyclable materials (e.g. phosphorus) are also potential pollutants of anthropogenic origin. Due to legal obligations for wastewater treatment sludge is permanently produced. Therefore, a secured disposal must be assured.

This present study deals with the amounts of sewage sludge and the types of sludge disposal through the ages. Current and future procedures will be presented and the legal bases will be dwelt on. Furthermore, methods for the ecological and economic assessment of disposal methods are presented.

The practical part deals with the application of ecological, economic and social evaluation processes of selected disposal routes by multi criteria analysis (MCA). The selected paths are made up of current methods – co-incineration, mono-incineration and agricultural use - and of a technically innovative method - hydrothermal carbonisation (HTC).

By looking at the overall results of the MCA it is evident that mono-incineration and co-incineration are significantly better than the agricultural use and the HTC.

In the environmental assessment thermal processes perform significantly better than the agricultural use because through ash landfilling pollutants are removed from the system and thus only a minor amount gets into contact with the environment. A different picture emerges in the economic analysis. Due to the low investment and disposal costs, the agricultural use shows the best performance by far. The result of social evaluation is mainly influenced by the dry matter content and the ability to recover phosphorus.

1. Einleitung

Klärschlamm ist ein Spiegel menschlicher Aktivitäten und beinhaltet harmlose als auch bedenkliche Stoffe, die in der Abwasserreinigung dem Abwasser entzogen wurden. Zu den Inhaltsstoffen gehören neben Biomasse als auch Nährstoffe, Schwermetalle, naturfremde organische Verbindungen, hygienisch bedenkliche Keime, etc. (GUJER, 2007).

Klärschlamm fällt als Überschussprodukt in den Kläranlagen durch die Entfernung der im Abwasser enthaltenen Inhaltsstoffe an. In den österreichischen Kläranlagen fielen im Jahr 2012 rund 266.306 Tonnen TM Klärschlamm an. Der angefallene Klärschlamm wird verschiedenen Verwertungs- und Entsorgungspfaden zugeführt. Mit Blick auf die schonende Nutzung von natürlichen und finanziellen Ressourcen, spielt die Art und Weise der Klärschlamm Entsorgung eine wichtige Rolle. Unbehandelter Klärschlamm darf seit 2004 nicht mehr deponiert werden. In Österreich werden die Möglichkeiten der direkten landwirtschaftlichen Verwertung, Kompostierung, Verbrennung oder die Vorbehandlung in der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA) mit anschließender Deponierung genutzt. Die landwirtschaftliche Verwertung ist in den Bundesländern Salzburg, Tirol und Wien durch die dort beschlossenen Landesgesetze verboten

Das Dilemma hinter der Klärschlamm Entsorgung beschreibt KROISS (2003) wie folgt:

- Aufgrund gesetzlicher Verpflichtungen zur Abwasserreinigung fällt Klärschlamm dauernd an. Es muss daher eine gesicherte Entsorgung stets gewährleistet sein.
- Klärschlamm beinhaltet wertvolle Stoffe, deren Kreislaufführung angestrebt werden soll. Phosphor gehört dabei zum wertvollsten Stoff.
- Neben den sogenannten Wertstoffen enthält Klärschlamm potentielle Schadstoffe anthropogenen Ursprungs. Aufgrund der zunehmenden Empfindlichkeit der chemischen Analytik und der Neugierde der Wissenschaftler bezüglich Klärschlammzusammensetzung nimmt die Anzahl der festgestellten „Schadstoffe“ stetig zu.
- Klärschlamm stellt eine Senke für anthropogenen Stoffwechsel dar, in der Schadstoffe angereichert werden und somit eine günstige Möglichkeit für die Ausschleusung aus der Umwelt bzw. ihre Eliminierung aus der Umwelt.

Weiters führt KROISS (2003) an, dass ein Schlüssel zur Lösung dieser Dilemmas in der Risikoabschätzung für die verschiedenen Entsorgungsmethoden, gekoppelt mit einer Wertentscheidung über Nutzen und Risiken, die auf politischer Ebene gefällt werden muss liegt. Es gibt keine Lösung ohne Risiko.

2. Zielsetzung und Aufgabenstellung

Aus diesen in der Einleitung genannten Gründen ergeben sich für diese Arbeit folgende drei Zielsetzungen:

Das erste Ziel ist die Darstellung der aktuellen Situation des Klärschlammaufkommens und der Klärschlammverwertung und -entsorgung in Österreich.

Das zweite Ziel dieser Arbeit ist die Beschreibung der technischen Funktionsweise und Betriebsweisen von den aktuellen und künftigen Verwertungs- bzw. Entsorgungspfaden. Es soll auf die rechtlichen Grundlagen in Bezug auf gesetzliche Grenzwerte und Betriebsweisen eingegangen werden. Ein wichtiges Element sind Einschränkungen der landwirtschaftlichen Verwertung durch Lebensmittelkonzerne und Gütesiegel. Zudem sollen verschiedene Bewertungsmethoden zum Vergleich von ökologischer und ökonomischer Risiken vorgestellt werden.

Das dritte Ziel beschäftigt sich mit der Bewertung von ausgewählten Klärschlammverwertungs- bzw. -entsorgungspfaden. Die gewählten Pfade sollen sich aus aktuellen und künftigen Pfaden zusammensetzen. Das Bewertungsverfahren soll so gewählt sein, dass ökonomische, ökologische und gesellschaftliche Risiken erfasst, quantifiziert und in eine aussagekräftige Bewertung dargestellt werden können.

Zu Beginn der Arbeit werden allgemeine Grundlagen über den Anfall, den Eigenschaften und den Inhaltstoffen von Klärschlämmen, sowie der Klärschlammbehandlung dargestellt.

Die allgemeinen Grundlagen und ein Exkurs über Phosphor befinden sich im Kapitel 3.

Die Beantwortung des ersten Zieles ist im Kapitel 4 zu finden.

Die zweite Zielsetzung ist im Kapitel 5, Kapitel 3.4 und Kapitel 6 abgehandelt.

Das dritte Ziel wird im Kapitel 7 und Kapitel 8 veranschaulicht.

3. Allgemeine Grundlagen

3.1 Grundlagen

3.1.1 Klärschlammarten

Klärschlamm fällt bei der Entfernung der im Abwasser enthaltenen Inhaltsstoffe als Überschussprodukt in Abwasserreinigungsanlagen an und ist aufgrund ihres großen Wasserverbindungsvermögens sehr wasserhaltig (ATV, 1996).

Eine Abwasserreinigungsanlage besteht zumeist aus mehreren Reinigungsstufen mit unterschiedlichen stofforientierten Eliminationsprozessen und in Abhängigkeit der Reinigungsstufe entstehen Schlammarten mit verschiedenen prozess- und stofftypische Eigenschaften (ATV, 1996).

Je nach Anfallort unterscheidet man zwischen:

- Primärschlamm,
- Sekundärschlamm und
- Tertiärschlamm.

Die Abbildung 1 zeigt die in einer Abwasserreinigungsanlage anfallenden Schlämme in Abhängigkeit von der Reinigungsstufe. Werden diese unbehandelt der Kläranlage entnommen, so bezeichnet man diese als Rohschlamm.

Primärschlamm

Primärschlamm ist das Resultat der in der Vorklärung eingesetzten physikalischen Verfahren (Schwerkraft).

Die Qualität des Primärschlammes ist abhängig von der

- Zusammensetzung des zu behandelten Abwassers,
- Bauart der mechanischen Vorreinigung und
- Betriebsbedingungen (Verweilzeit) (THOMÉ-KOZMIENSKY, 1998).

Der Schlamm besteht aus leicht absetzbaren Bestandteilen wie Fäkalien, Obstresten, Papier, Kork, Toilettenpapier etc. und geht nach der Entnahme ohne weitere Behandlung rasch in Fäulnis über, was zu einer Geruchsentwicklung führt. Seine Farbe reicht von grauschwarz über graubraun bis gelb (WIECHMANN et al., 2013).

Sekundärschlamm

Sekundärschlamm entsteht in der biologischen Reinigungsstufe durch Stoffwechselprozesse von Mikroorganismen. Mikroorganismen nehmen organische Stoffe in gelöster oder kolloidaler Form aus dem Abwasser auf, veratmen und wandeln diese in ungelöste Substanzen um. Durch Absetzen kann dieser Sekundärschlamm/Überschussschlamm dem System entzogen werden. (ATV 1996). Im Gegensatz zum Primärschlamm ist die Konsistenz des Sekundärschlammes viel homogener und geht nach der Systementnahme noch viel schneller in Fäulnis über. Die Farbe ist meist bräunlich (WIECHMANN et al., 2013).

Tertiärschlamm

Tertiärschlamm ist das Ergebnis der Elimination von Abwasserinhaltsstoffen durch chemische Fällung und Flockung (ATV, 1996) und fällt entweder baulich getrennt oder als Gemisch mit Primär- oder Sekundärschlamm in der Vorklärung bzw. biologischen Reinigungsstufe an. Die Farbe des Schlammes hängt von den entsprechenden stofflichen Reaktionen ab und weist deutlich differenziertere Eigenschaften als jene von Primär- und Sekundärschlämmen auf. Aufgrund dessen, dass dieser für gewöhnlich stabile Eigenschaften aufweist, entstehen keine Geruchsbelästigungen (WIECHMANN et al., 2013).

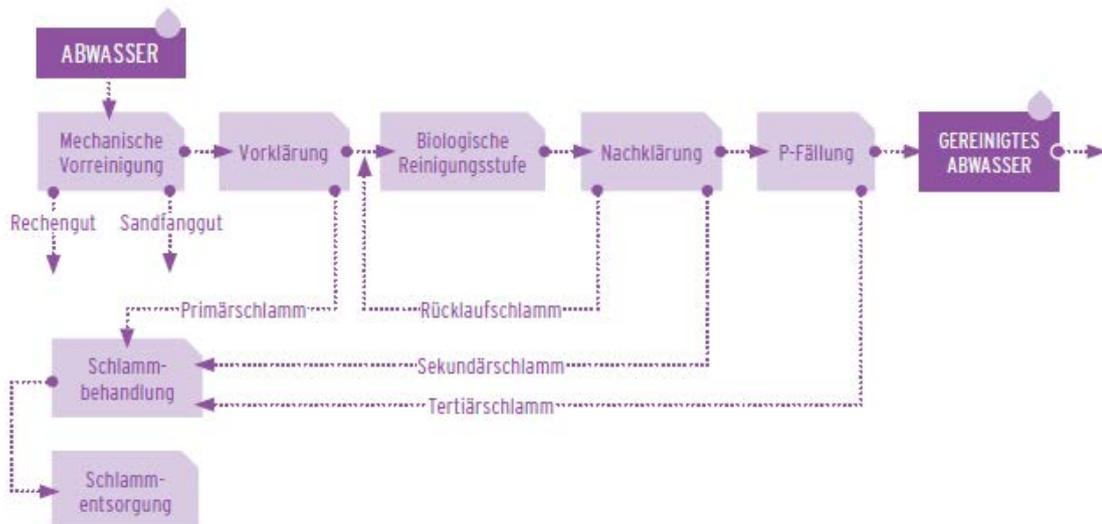


Abbildung 1: Schlammanfall in Abhängigkeit von der Reinigungsstufe (WIECHMANN et al., 2013)

3.1.2 Charakterisierung

Klärschlämme werden mit Hilfe von physikalischen, chemischen und mikrobiologischen Parametern charakterisiert. Die Charakterisierung dient als Entscheidungsgrundlage für die Festlegung der weiteren Behandlungsschritte und schlussendlich zur Auswahl von geeigneten Entsorgungspfaden des Klärschlammes (THOMÉ-KOZMIENSKY, 1998).

3.1.2.1 Physikalische Parameter

Für die physikalische Charakterisierung von Klärschlämmen gibt es eine Vielzahl an Kennwerten. Die gebräuchlichsten Kennwerte sind der Tabelle 1 dargestellt (WIECHMANN et al., 2013).

Tabelle 1: Schlammwerte und ihre Bedeutung (Darstellung WIECHMANN et al., 2013) (KOPP 2010, RÄBINGER 2011 zit. bei WIECHMANN et al, 2013)

Kennwert	Einheit	Erklärung
Trockensubstanz (TS)	z.B.: kg, g, mg	Die nach einem festgelegten Trocknungsverfahren verbliebene Masse (Trockenmasse/-substanz) an Trockenschlamm.
Trockensubstanzgehalt (TS _R)	z.B.: kg/m ³ , g/l	Die in einem bestimmten Volumen enthaltene Trockenmasse.
Trockenrückstand (TR)	%	Maß für den Gehalt an Feststoff der nicht abfiltrierten Schlammprobe bzw. der Anteil der Trockenmasse an der gesamten Schlammprobe. Bestimmung durch Verdampfung des Wassers.
Wasseranteil (WG)	%	Maß für den Gehalt an Wasser an der gesamten Schlammprobe. Bestimmung durch Verdampfen des Wassers.
Glührückstand (GR)	%	Maß für den anorganischen bzw. mineralischen Anteil in der Trockensubstanz des Klärschlammes. Bestimmung durch Verglühen des TS.
Glühverluste (GV)	%	Anteil der organischen Substanz in der Trockensubstanz des Klärschlammes. Bestimmung durch Verglühen der TS.

3.1.2.2 Chemische Parameter

Zu den wichtigsten chemischen Parametern gehören neben dem pH-Wert auch die im Klärschlamm enthaltenen Nährstoffe und organische bzw. anorganische Schadstoffe (THOMÉ-KOZMIENSKY, 1998).

pH-Wert

Der pH-Wert dient als Indikator für den Fäulniszustand des Klärschlammes. Sofern dieser nicht durch industrielle Belastungen verfälscht wird, liegt der pH-Wert im neutralen Bereich (THOMÉ-KOZMIENSKY, 1998).

Nährstoffe

Zu den im Klärschlamm enthaltenen Nährstoffen gehören Stickstoff, Phosphor, Kalium und leicht abbaubare organische Stoffe. Sie begünstigen die landwirtschaftliche Verwertung, sofern der Klärschlamm stabilisiert und seuchenhygienisch unbedenklich ist (THOMÉ-KOZMIENSKY, 1998).

Der Gehalt an organischen Stoffe wird im Wesentlichen vom Stabilisierungsgrad bestimmt und schwankt in einem Bereich von 15 – 35 g organische Trockenmasse pro Einwohner und Tag (oTM/(EW/d). Es kann als Humuslieferant dienen (ZESSNER & AICHBERGER, 2003).

Bei landwirtschaftlicher Verwertung dient Klärschlamm in erster Linie als Phosphordünger und der Phosphatgehalt des Schlammes kann zu 100 % für die Folgekultur angerechnet werden. Die Höhe des Phosphorgehaltes führt zur Limitierung der Aufbringungsmenge (ZESSNER & AICHBERGER, 2003).

Tabelle 2: Größenordnung für N-, P- und K- Konzentrationen in Klärschlamm (ÖWAV, 2004)

Schlamm aus Anlagen mit	Phosphor (P ₂ O ₅) ohne P-Fällung % von TM	Phosphor (P ₂ O ₅) mit P-Fällung % von TM	Stickstoff (N) % von TM	Kalium (K ₂ O) % von TM
Vollständiger Stabilisierung, nass	3 – 4,5	5 – 8	2,3 – 4,7	0,4 – 0,8
Vollständiger Stabilisierung, entwässert	3 – 4,5	5 – 8	2,1 – 4,2	0,3 – 0,7
Vollständiger Stab., mit Kalk entwässert	2,5 – 3,5	4 – 6,5	1,3 – 2,5	0,25 – 0,5
Gleichzeitiger aerober Stabilisierung, nass	2,5 – 4	4 – 7	3,0 – 6,4	0,3 – 0,6
Gleichz. aerober Stabilisierung, entwässert	2,5 – 4	4 – 7	2,4 – 5,1	0,2 – 0,5
Gleichz. aerober Stab., mit Kalk entwässert	2 - 3	3,5 – 6	1,5 – 3,1	0,2 – 0,4

Der Kaliumgehalt im Klärschlamm ist mit 0,2 - 0,7 % TM gering und ist für die Düngung ohne Bedeutung. Bei einer landwirtschaftlichen Verwertung muss Kalium im Bedarfsfall in anderer Form dazu gedüngt werden (ZESSNER & AICHBERGER, 2003).

Der Kalziumgehalt des Klärschlammes hängt vom Konditionierungsverfahren bei der Schlammmentwässerung ab. Bei Konditionierungsverfahren ohne Kalkzugabe liegt der Gehalt bei etwa 5 – 11 % TM und im Falle einer Kalkkonditionierung erhöht sich dieser Wert auf 20 – 40 TM. Kalzium dient weniger als Nährstoff, sondern vielmehr zur Verbesserung der Bodenstruktur (ZESSNER & AICHBERGER, 2003).

Der Magnesiumgehalt liegt zwischen 0,7 – 1 % TM und reicht aus, um bei regelmäßiger Klärschlammmanwendung die Versorgung der Kulturen sicherzustellen (ZESSNER & AICHBERGER, 2003).

Anorganische Schadstoffe

Bei den Schwermetallen unterscheidet man zwischen

- unentbehrliche Spurenelemente (Eisen, Kobalt, Nickel, Mangan, Zink, Kupfer, Molybdän) und
- toxischen Schwermetallen (Blei, Cadmium, Quecksilber).

Zum Teil sind einige Verbindungen von toxischen Schwermetallen in der Umwelt sehr beständig und wirken sich in der Nahrung als potentielle Schadstoffe qualitätsmindernd aus. Bei Überschreitung von bestimmten Schwellenwerte sind sie gesundheitsgefährdend (THOMÉ-KOZMIENSKY, 1998).

Die Pflanzenverfügbarkeit der Schwermetalle ist sehr unterschiedlich und hängt von der Bindungsform der Elemente (Bodeneigenschaften) ab. Die Pflanzenaufnahme wird beeinflusst vom

- pH-Wert,
- Humusgehalt und
- Tongehalt

des Bodens. Je niedriger die Gehalte, umso höher ist normalerweise die Schwermetallaufnahme in die Pflanzen (KLAGHOFER & MÜLLER, 2003).

Nehmen Pflanzen Schwermetalle aus dem Boden auf, kann dies zu Wachstumseinbußen, Ertragsverminderungen oder Qualitätsmängel führen. Im Gegensatz zu den Pflanzen rufen die Schwermetalle Blei, Cadmium und Quecksilber (sog. warmblütertoxische Schwermetalle) im menschlichen und tierischen Körper bereits bei geringer Aufnahme Gesundheitsschädigungen hervor (RIED, 1990 zit. bei THOMĚ-KOZMIENSKY, 1998).

Der Eintrag in den Klärschlamm geschieht vor allem durch betriebliche Einleiter, Oberflächenabschwemmungen bei Mischwassersystemen, durch Haushalte und durch geogene Grundbelastungen (ÖWAV, 2004). In der Tabelle 3 ist die Entwicklung der Konzentrationen in Oberösterreich für den Zeitraum 2000 bis 2014 angeführt.

Tabelle 3: OÖ. Klärschlamm Probenmittelwerte für 2000/2009/2014, (eigene Darstellung)

Anorganische Schadstoffe in mg/kg TS				
Jahr	2000	2009	2014	Änderungen von 2000-2014
Blei	56 ¹	41 ¹	25 ²	-55%
Cadmium	1,0 ¹	0,92 ¹	0,83 ²	-17%
Chrom	53 ¹	45 ¹	35 ²	-34%
Kupfer	218 ¹	239 ¹	215 ²	-1,37%
Nickel	27 ¹	24 ¹	20 ²	-26%
Quecksilber	1,0 ¹	0,8 ¹	0,56 ²	-44%
Zink	961 ¹	844 ¹	714 ²	-26%

¹ Quelle: OÖ Abfallwirtschaftsplan 2011
² <https://www.land-oberoesterreich.gv.at/116623.htm> (Abgerufen 11.05.2015)

Organische Schadstoffe

Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD/F) gehören neben Halogenverbindungen (AOX) und Organozinnverbindungen (OZV) zu den besonders kritischen organischen Schadstoffen. Weiters sind auch Tenside und polyzyklische aromatische Kohlenstoffverbindungen (PAK) im Klärschlamm zu finden (WIECHMANN et al., 2013). Biologisch aktive Böden (gute Struktur, ausreichende Durchlüftung, hohe biologische Aktivität) weisen eine höhere biologische Abbauleistung für organische Schadstoffe auf (KLAGHOFER & MÜLLER, 2003).

3.1.2.3 Mikrobiologische Beschaffenheit

Neben organischen und anorganischen Belastungen sind Klärschlämme mit den unterschiedlichsten Erregern aus menschlichen und tierischen Ausscheidungen kontaminiert (PHILIPP et al, 2003). Bei der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung besteht somit grundsätzlich die Gefahr, dass Krankheitserreger über Nahrungsmittel zu Mensch und Tier gelangen und daher ist ein Hygienisierung des Klärschlammes erforderlich (THOMĚ-KOZMIENSKY, 1998).

In Tabelle 4 sind beispielhaft einige Vertreter der im Klärschlamm zu erwartende Krankheitserreger angeführt.

Frischer Primärschlamm enthält viele aerobe und fakultativ-anaerobe Mikroorganismen. Zudem können alle in menschlichen und tierischen Ausscheidungen vorhandenen pathogenen Organismen und Parasiteneier vorhanden sein. Der Belebtschlamm ist von verschiedenen Bakterienkolonien und Pilzen besiedelt, die die Reinigungsabläufe flexibel gestalten. In den Faulbehältern siedeln sich vor allem Methanbakterien an, die die aeroben Kulturen ablösen (ATV, 1996). Pathogene Keime können sich während der Klärschlammfäulung nicht mehr vermehren. Sie werden in Abhängigkeit von der Faulzeit und -temperatur abgetötet oder in ihrer Wirksamkeit abgeschwächt. Weiters verlieren Parasiteneier während der Fäulung ihre Entwicklungsfähigkeit oder werden abgetötet (THOMĚ-KOZMIENSKY, 1998).

Tabelle 4: Gruppe der Krankheitserreger und ihre Vertreter (ROSENWINKEL, 2015)

Gruppe der Krankheitserreger	Beispiele für Vertreter der Gruppe
Bakterien	Salmonellen
	Clostridien
	Pseudomonaden
	Enterobacter
	Escherichia coli
Parasiten	Protozoen
	Cestoden
	Nematoden
Viren	Enteroviren
	Adenoviren

3.1.3 Brennstoffeigenschaften

Klärschlamm ist gekennzeichnet als niederkalorischer Brennstoff. Abhängig vom Anteil der organischen Substanz (Stabilisierungsgrad) und dem Wassergehalt variiert der Heizwert des Klärschlammes (DWA-M 386). Rohschlämme weisen einen höheren Heizwert als Faulschlämme auf, da durch die Faulung große Teile der organischen Substanzen mineralisiert werden (THOMÉ-KOZMIENSKY, 1998). Die organische Substanz selbst besitzt einen Heizwert von etwa 23 MJ/kg.TM (BEVER, 1994).

Als Hauptkomponenten der organischen Substanz gelten,

- Proteine (20 bis 30 %),
- Kohlenhydrate (10 bis 15 %)
- sowie Fette (10 bis 30 %),

die mit 39 MJ/kg Brennwert den energieintensivsten Anteil darstellen (GERHARDT, 1998).

In der Abbildung 2 wird der Energiebedarf zum Verdampfen des Wassergehaltes und die Energiegewinnung bei vollständiger Verbrennung, in Abhängigkeit vom Wassergehalt und dem Glühverlust gegenübergestellt (BÖHMER et al, 2001). Der Energieüberschuss steigt mit zunehmenden organischen Anteilen bzw. mit abnehmenden Wasseranteil an.

Zu dem kann der Heizwert über den chemischen Sauerstoffbedarf (CSB) bestimmt werden, da dieser der einzige Abwasserparameter für die organische Verunreinigung ist, der direkt mit Energiegrößen (J, Ws, kWh) verknüpft werden kann, da der Sauerstoffbedarf für ihre vollständige Oxidation etwa dem Brennwert entspricht. Das Verhältnis CSB zu Brennwert schwankt zwischen etwa 13 und 15 kJ/g CSB und kann vereinfacht mit 14 kJ/g CSB angenommen werden. D.h. 1 g CSB entspricht 14kJ (KROISS & SVARDAL, 2009).

Eine Gegenüberstellung der CSB-Werte vom Zulauf zur Kläranlage und vom ausgefaultem Schlamm und der daraus resultierende Energieinhalt ist in der Tabelle 5 angeführt.

Der Aschegehalt des Klärschlammes beträgt zwischen 35 und 60% ihrer ursprünglichen Trockensubstanz und ist zum Vergleich zur Steinkohle etwa fünfmal höher. Das bei der Verbrennung freigesetzte CO₂ kann als klimaneutral eingestuft werden, da Klärschlamm biogenen Ursprungs ist (DWA-M 386).

Tabelle 5: Heizwerte in Abhängigkeit des CSB-Wertes (KROISS & SVARDAL, 2009)

	CSB g/EW.d	Heizwert kJ/EW.d	Energieinhalt kWh/EW
Zulauf zur Kläranlage	110	1540	155
ausgefautem Schlamm	30	420	42,8

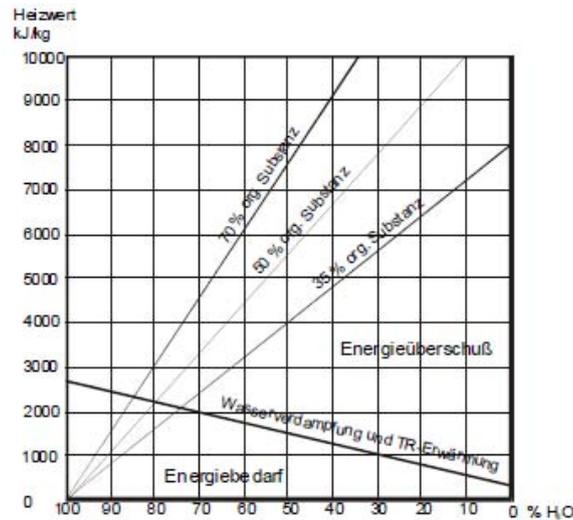


Abbildung 2: Energiebedarf und -Überschuß bei der Verbrennung von Klärschlamm (BEVER, 1994)

3.1.4 Klärschlammzusammensetzung

Tabelle 6 zeigt die Klärschlammzusammensetzung von 85 Kläranlagen in Österreich aus dem Zeitraum 1998- 2000.

Tabelle 6: Zusammensetzung von kommunalem Klärschlamm in Österreich (KÜGLER et al, 2004) in mg/kg TM

Parameter	Median	90-% Perzentile	Anzahl
pH-Wert	7,67	11,94	55
Trockensubstanz	30,50	46,97	79
Wassergehalt	67,02	94,57	54
Hauptbestandteile			
Ammonium-Stickstoff	1,60	5,96	68
Nitrat-Stickstoff	0,17	12,51	32
organ. Stickstoff	14,18	-	6
Stickstoff gesamt	25,19	42,14	72
Kalzium	70,98	260	70
Kalium	2,63	4,83	73
Magnesium	9,17	18,21	67
Phosphor	31	63,54	73
Anorganische Spurenelemente und AOX			
Arsen	6,05	14,88	16
Blei	53,82	156,59	84
Cadmium	1,19	2,10	83
Chrom	43,40	96,99	84
Kobalt	6,53	24,00	41
Kupfer	197,10	367,94	84
Mangan	220,86	679,49	42
Molybdän	3,90	8,76	26
Nickel	27,69	55,71	84
Quecksilber	1,00	1,79	83
Zink	808,52	1279,80	84
AOX	147,00	277,85	30

3.2 Phosphor

3.2.1 Allgemeines

Phosphor ist für Menschen, Tiere und Pflanzen von essenzieller Bedeutung, da Phosphor unter anderem für den Energiestoffwechsel innerhalb der Zellen notwendig ist (BINDER, 2012). In der

Landwirtschaft wirkt sich ein Mangel an Phosphat ungünstig auf die Blüten-, Samen- und Fruchtbildung und damit auf die Ertragserwartungen aus (OLIVA et al, 2009).

Folglich ist Phosphatdünger, zusammen mit Stickstoffdüngern, ein bedeutender Faktor für hohe Ernteerträge in der Landwirtschaft. Es werden rund 95% der weltweit produzierten Phosphate für die Düngemittelproduktion verwendet. Eine detaillierte Auflistung der weltweiten Phosphor Verwendung ist der Tabelle 7 zu entnehmen. Mit der weltweit steigenden Nachfrage nach Nahrungsmitteln, steigt auch der Bedarf an Nährstoffen wie Phosphor und von einer zukünftigen Preissteigerung ist auszugehen (BINDER, 2012). In Österreich kann tendenziell eine Abnahme des P-Absatzes beobachtet werden (EGLE et al, 2014a).

Tabelle 7: Verwendung von Phosphaten (in 1000t P₂O₅) (Datenquelle: IFA (2007), Schrödter et al. (2008), BmBf (2011) in BmBf, 2011) (BINDER, 2012)

	Europa	Amerika	Asien	Sonstige	Welt	%
Düngemittel	6.632	12.102	22.373	8.267	49.374	94,88
Seifen & Detergenzien	458	460	568	359	1.836	3,53
Lebensmittel & Getränke	76	172	48	13	309	0,59
Wasserbehandlung	49	54	48	13	164	0,32
Zahnpasta	8	24	30	6	68	0,13
Andere Verwendung ¹⁾	96	121	56	14	287	0,55
Summe	7.319	12.933	23.123	8.663	52.038	100
¹⁾ Keramik, Lederverarbeitung, Flammenschutzmittel, Antikorrosionspigmente, Textilien, Gummierstellung, Aktivkohle, Fermentationsprozesse, Frostschutzmittel						

3.2.2 Förderung und Reserven

Phosphatgesteine werden in sedimentären oder magmatischen Lagerstätten gefördert. Die Qualität des Abbauproduktes ist stark abhängig von der Erzabbauregion. Magmatische Lagerstätten besitzen geringere Schwermetall- und Metalloidgehalte (z.B.: geogenes Uran und Cadmium) als sedimentäre Rohphosphate, aber machen nur 10 % am Gesamtvorkommen aus (WEIGAND et al., 2012 zit. bei BINDER, 2012) und sind auf wenige Länder konzentriert (OLIVA et al, 2009). Der Abbau und die Produktion von Phosphor und Phosphaten aus Lagerstätten mit schlechter Qualität sind teurer und aufwendiger (BINDER, 2012).

2014 wurden weltweit ca. 220 Mio. Tonnen gefördert, wobei sich die Förderung vor allem auf Länder wie China (100 Mio. Tonnen), Marokko und Westsahara (30 Mio. Tonnen) und Amerika (27,1 Mio. Tonnen) konzentrierte (U.S. GEOLOGICAL SURVEY, 2015).

Die weltweiten Vorräte an Phosphatgestein belaufen sich auf 67 Mrd. Tonnen. Die größten Vorkommen befinden sich mit 50 Mrd. Tonnen in Marokko und Westsahara. Weitere größere Vorkommen sind in China (3,7 Mrd. Tonnen), Algerien (2,2 Mrd. Tonnen), Syrien (1,8 Mrd. Tonnen) und in Südafrika (1,5 Mrd. Tonnen) (U.S. GEOLOGICAL SURVEY, 2015). In der Abbildung 3 sind die zehn Länder mit den weltweit größten Reserven dargestellt.

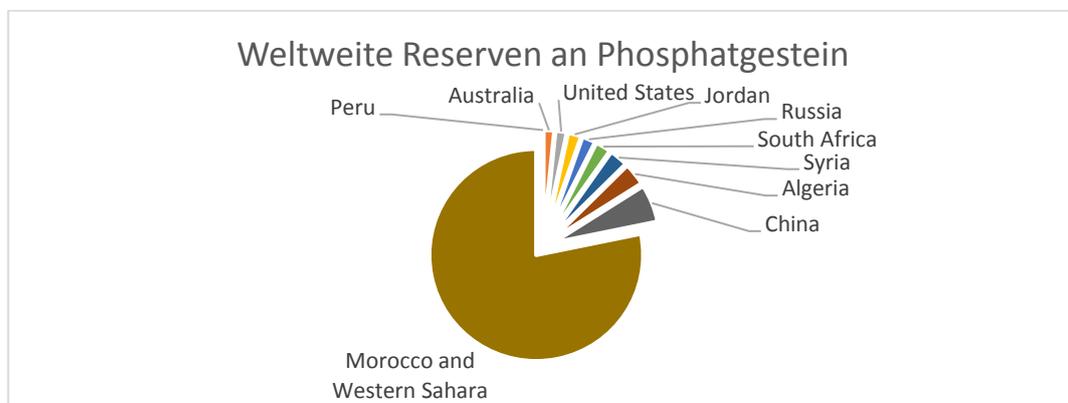


Abbildung 3: Reserven an Phosphatgesteinen (Datenquelle: U.S. Geological Survey, 2015)

3.2.3 Phosphorkreislauf

Ursprünglich entstammt der für Pflanzen und der Nahrungsmittelproduktion notwendige Phosphor aus der Gesteinsverwitterung (z.B. Apatitgesteine). In einem natürlichen System gelangt der Phosphor durch Ausscheidungen von Lebewesen bzw. abgestorbene Pflanzen zurück auf den Boden und steht nach verschiedenen Abbauprozessen wieder als Nährstoff zur Verfügung (vgl. blauer Kreislauf in Abbildung 4). Neben der Aufnahme durch Pflanzen, erfolgt ein nicht unerheblicher Austrag durch Erosionsprozesse aus dem Boden (EGLE et al, 2014a). Historisch betrachtet, führte die Sesshaftwerdung des Menschen und die damit verbundene Urbanisierung zu einem fundamentalen Eingriff in den Phosphorkreislauf. Besonders durch die Einführung und Entwicklung der Abwasserentsorgung sowie der Abfallwirtschaft wurde die Kreislaufführung des Phosphors unterbrochen (vgl. roter Kreislauf in Abbildung 4) (zit. Ashley et al, 2011 zit bei EGLE et al, 2014a). Als Folge dessen steht ein Großteil der menschlichen P-haltigen Ausscheidungen bzw. pflanzliche und tierische Abfälle der Nahrungsmittelproduktion nicht mehr zur Verfügung. Die Abfallwirtschaft (z.B.: Deponie) ist in diesem Fall die letzte Senke (EGLE et al, 2014a).

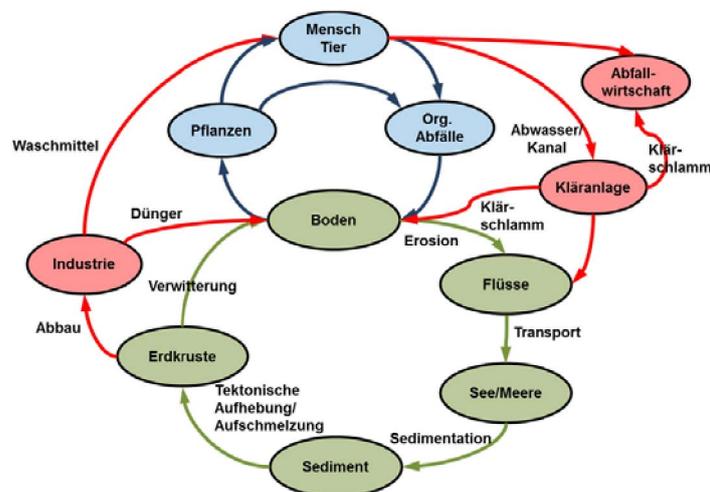


Abbildung 4: Phosphorkreislauf natürlich (grün), historisch betrachtet (blau), aktuell (rot) (EGLE et al. 2014a)

3.2.4 Phosphorbilanz Österreich

Die gegenwärtige Situation in Österreich wurde von EGLE et al (2014b) erhoben und weist folgende Ergebnisse auf:

- Jährliche Importmenge: 70.000 Tonnen. Davon entfallen 48.000 t auf Rohphosphate bzw. Mineraldünger - wobei ein Großteil (32.000 t) als Mineraldünger wieder exportiert wird - gefolgt von Importen in Nahrungs- und Futtermittel, Fließgewässer, Chemikalien, Holz und Papier, Deposition und Lebewesen.
- Jährliche Exportmenge: 52.000 Tonnen. Exportiert wird Phosphor durch handelsfähige Mineraldünger, Fließgewässer, Nahrungsmittel, Futtermittel, Tiermehle, Chemikalien, Holz, Papier und Lebewesen.
- Im Zeitraum 2004 bis 2008 wuchs somit das Phosphorlager in Österreich im Durchschnitt jährlich um 18.000 t an. Dies entspricht ungefähr der jährlich verbrauchten Mineraldüngermenge.
- Die größte Phosphorsenke ist die Abfallwirtschaft mit 8.700 t/a, gefolgt von landwirtschaftlichen Böden (4.400 t/a) und den Haushalten (2.300 t/a).
- Rund 7.800 t P sind im kommunalen und industriellen Abwasser enthalten und davon werden 6.600 t P in kommunalen Klärschlamm transferiert. Diese Menge entspricht etwa 40% der jährlich in der Landwirtschaft eingesetzten Mineraldüngermenge.
- Tatsächlich gelangen nur 16% der P-Fracht über direkte landwirtschaftliche Verwertung zurück in die Landwirtschaft.

- Zusammen mit den tierischen Abfällen (5.500 t/a) hätte Klärschlamm ein theoretisches Substitutionspotential bezogen auf die eingesetzte Mineraldüngermenge von 75%.

Bei einer Verbrennung von 100% des Klärschlammes und des Tiermehles und anschließendes Rückgewinnungsverfahren zur Sekundärdüngerherstellung zeigt, dass der Import von Mineraldüngern bei unverändertem P-Einsatz in der Landwirtschaft auf 6.000 t P reduziert werden könnte (- 60%) (EGLE et al, 2014b).

3.2.4.1 Potential im kommunalen Abwasser

Im Rahmen des Berichts „Phosphorbilanz Österreich“ (EGLE et al, 2014b) wurde für das kommunale Abwasser eine P-Fracht von rund 7.800 t/a (0,96 kg/(E*a)) festgestellt. Das jährliche P-Potential im kommunalen Klärschlamm liegt mit einer angenommenen Reinigungsleistung auf Kläranlagen von mind. 85 % bei rund 6.600 t (0,80 kg/(E*a)). Theoretisch hätte die landwirtschaftliche Verwertung das Potential rund 40 % der jährlich aufgebrauchten P-Mineraldüngermenge (16.000 t/a) zu substituieren (EGLE et al., 2014a).

3.2.5 Grundlagen der P-Rückgewinnung

3.2.5.1 Ziele

Mit der zunehmenden Ressourcenverknappung, der dadurch resultierenden Preissteigerung und der abnehmenden Qualität der Phosphaterze sind Methoden zur effizienteren Verwendung von Phosphordüngemitteln sowie Rückgewinnung von Phosphor aus sekundären Quellen in den Fokus gerückt (CORDELL et al, 2011 zit. bei KAUSCH et al, 2014).

Zu den wichtigsten sekundären Quellen gehören:

- Abwasser,
- Klärschlamm,
- Klärschlammasche und
- tierische Nebenprodukte (z.B. Tiermehl) (LAGA, 2012).

Unter dem Aspekt der zukünftigen Herausforderungen an die Ressource P, dem theoretisch verfügbaren hohen P-Potential im kommunalen Abwasser und der Problematik der direkten Nutzung des Klärschlammes aufgrund möglicher Verunreinigungen, werden folgende Anforderungen an Rückgewinnungsverfahren gestellt (EGLE et al, 2014a).

- Hohe Phosphor-Rückgewinnungsquoten
- Schadstoffentfrachtung → umweltverträgliches Produkt
- Gute Pflanzenverfügbarkeit des Phosphors im Endprodukt
- Geringer Ressourcen- und Energieaufwand (Umweltauswirkungen)
- Wirtschaftlichkeit/Betriebswirtschaftlichkeit der Anlagen

3.2.5.2 Einsatzorte und P-Rückgewinnungspotential

Die Rückgewinnung kann

- (1) im Kläranlagenablauf,
- (2) im Schlammwasser,
- (3) aus dem gelösten Anteil direkt aus dem Faulschlamm,
- (4) aus dem nicht eingedickten Faulschlamm,
- (5) aus dem eingedickten Faulschlamm,
- (6) aus entwässertem Klärschlamm und
- (7) aus der Klärschlammasche

erfolgen (vgl. Abbildung 5).

Da bei den verschiedenen Rückgewinnungsströmen hinsichtlich der auftretenden Volumen- bzw. Massenströme, P-Konzentration, der Bindungsform des Phosphors und dem theoretischen

Rückgewinnungspotential bezogen auf den Kläranlagenzulauf stark variieren, ergeben sich somit verschiedene Kriterien, die für die Rückgewinnung bedeutend sind.

Zu den Kriterien gehört der Volumenstrom bzw. die Durchsatzmenge, die Phosphorkonzentration, die Bindungsform des Phosphors sowie das Rückgewinnungspotential bezogen auf die Zulauffracht der Kläranlage. In der Tabelle 8 sind für die genannten Kriterien die einzelnen Einsatzorte beschrieben. Da diese voneinander abweichen können, sind unterschiedliche Verfahren und Technologien zur Rückgewinnung der Ressource Phosphor erforderlich. Eine Auswahl an Verfahren und technologischen Ansätzen für die Rückgewinnung an den einzelnen Einsatzorten sind ebenfalls angeführt (EGLE et al, 2014a).

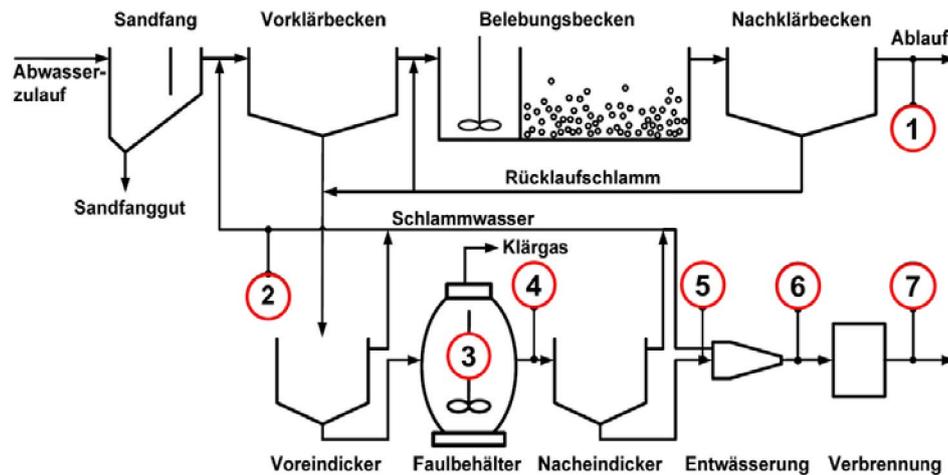


Abbildung 5: P-Rückgewinnung in kommunalen Kläranlagen, modifiziert nach Montag (2008) (EGLE et al, 2014a)

Allgemeine Grundlagen

Tabelle 8: Auswahl von Verfahren und technologischen Ansätze für die P-Rückgewinnung, eigene Darstellung (EGLE et al, 2013)

Nr	Stoffstrom	Massenfluss	P-Konzentration und P-Vorkommen	Rückgewinnungspotential	Verfahren	Technologischer Ansatz
1	Kläranlagenablauf	200 L/(EW*d)	< 5 mg/L Gelöst	Max. 50 %	REM-NUT®	Ionentauscher, MAP-Fällung
2	Schlammwasser	1-10 L/(EW*d)	10-300 mg/L Gelöst	Ca. 10 – 30 %	DHV Crystalactor	Kristallisation, CaP
					Ostara Pearl Reactor®	Kristallisation, MAP
					PRISA	Mechanische P-Rücklösung, Fällung
					P-RoC	Kristallisation an Calcium-Silikat-Hydrat (CSH)
3	Klärschlamm Faulbehälter (3,6 % TS)	1,6 kg/(EW*d)	1,4 g/kg FS Gelöst/biologisch und chemisch gebunden	Ca. 90 %	AirPrex	MAP-Fällung des gelösten P-Anteil im Faulschlamm
4	Nicht Eingedickter Klärschlamm (3,6 % TS)	1,6 kg/(EW*d)	1,4 g/kg FS Gelöst/biologisch und chemisch gebunden		Seaborne®	Nasschemischer Aufschluss, sulfidische Schwermetallentfernung, MAP-Fällung
5	Eingedickter Klärschlamm (10 % TS)	0,6 kg/(EW*d)	4 g/kg FS biologisch und chemisch gebunden		Stuttgarter Verfahren	Nasschemischer Aufschluss, Eisen- und Schwermetallkomplexierung, MAP-Fällung
					AquaReci®	Superkritische Wasseroxidation (SCWO), basischer Aufschluss der Asche, CaP-Fällung
6	Entwässerter Klärschlamm (30 % TS)	0,2 kg/(EW*d)	12 g/kg FS biologisch und chemisch gebunden		PHOXNAN	Saurerer Aufschluss, Nassoxidation, Ultra- und Nanofiltration, MAP-Fällung
					MEPHREC	Metallurgisches Verfahren, Schlackebad (~2.000 °C)
7	Klärschlamm-asche	0,03 kg/(EW*d)	60-100 g/kg TS chemisch gebunden	Ca. 90 %	Ash Dec®	Thermochemische Aschenentfrachtung
					LEACHPHOS®	Nasschemischer Aufschluss, keine gezielte Schwermetallentfernung, CaP-Fällung
					PASCH	Nasschemischer Aufschluss, gezielte Schwermetallentfernung (flüssig-flüssig Trennung), CaP-Fällung
					RecoPhos®	Nasschemischer Aufschluss mit Phosphorsäure, Pelletierung
					SESAL-Phos	Nasschemischer Aufschluss, basische Behandlung, CaP-Fällung
					Düngemittelindustrie	Nasschemischer Aufschluss mit Schwefelsäure, Pelletierung
					Thermphos®	Thermoelektrisch, reines P ₄ als Endprodukt

Anmerkung:

TS Trockensubstanz FS Feuchtsubstanz

3.3 Klärschlammbehandlung

Aus wirtschaftlichen Gründen wird Klärschlamm vor der eigentlichen Entsorgung vorbehandelt. Ziel der Klärschlammbehandlung ist die weitgehende Aufkonzentrierung der im Klärschlamm enthaltenen Feststoffe. Die Maßnahmen für die Klärschlammbehandlung lassen sich in:

1. Stabilisierung,
2. Entseuchung und
3. Schlammwasserabtrennung

unterteilen (THOMÉ-KOZMIENSKY, 1998).

Die Stabilisierung dient der Geruchsvermeidung, Verbesserung der Lager- und Transportfähigkeit, sowie der Nutzung des Energieinhaltes der organischen Klärschlammbestandteile.

Die Entseuchung (Hygienisierung) ist nur bei landwirtschaftlicher Verwertung und Kompostierung erforderlich.

Die Schlammwasserabtrennung wird in Eindicken, Entwässern und Trocknen unterteilt und zielt auf die Volumenreduktion des anfallenden Schlammes ab.

3.3.1 Stabilisierung

Die wichtigsten Ziele der Klärschlammstabilisierung nach DWA-M 368 sind:

- Hauptziele:
 - weitgehender Abbau der organischen Inhaltstoffe
- Nebenziele:
 - verminderte Feststoffmasse
 - verbesserte Entwässerbarkeit
 - Verminderung der Infektionsrisiken durch Inaktivierung von Krankheitserregern
 - Erzeugung von Faulgas (nur bei anaerober Stabilisierung)
 - Bereitstellung von Puffer- und Speichervolumen
 - Homogenisierung

Abhängig vom Verwertungs- bzw. Beseitigungsverfahren sind unterschiedliche Stabilisierungsgrade erforderlich (siehe Tabelle 9). Um die genannten Ziele zu erreichen, werden Stabilisierungsverfahren mit biologischen, chemischen oder thermischen Wirkungsweisen eingesetzt (DWA-M 368).

Die Stabilisierung kann unter aeroben und anaeroben Bedingungen bzw. dual erfolgen. Ziel ist es, die organische Klärschlammsubstanz bis zur technischen Stabilisierungsgrenze (55 % bis 60 % der organischen Substanz) abzubauen. Danach ist der Klärschlamm biologisch vollstabilisiert, d.h. es können keine unkontrollierten Abbauprozesse in nennenswerten Umfang mehr ablaufen. Eine weitere Reduzierung der organischen Substanz ist aus wirtschaftlichen Gründen nicht sinnvoll, da dies nur mit unverhältnismäßig großen Zeitaufwand realisiert werden kann (THOMÉ-KOZMIENSKY, 1998).

Die wichtigsten Verfahren und deren Anwendungsbereiche sind in Tabelle 85 im Anhang 1 zusammengestellt.

Tabelle 9: Erforderlicher Stabilisierungsgrad in Abhängigkeit von der Entsorgung (DWA M-368)

Verwertung oder Beseitigung	Erforderlicher Stabilisierungsgrad
Verwertung in flüssigem Zustand in der Landwirtschaft	bedingt ^{***}) bis hinreichend ^{**}) stabilisiert
Verwertung in entwässertem Zustand in der Landwirtschaft, im Landschaftsbau oder zur Rekultivierung	bedingt ^{***}) bis hinreichend ^{**}) stabilisiert
Zwischenspeicherung in Schlammteichen	hinreichend ^{**}) stabilisiert
Ablagerung in entwässertem Zustand [*])	hinreichend ^{**}) stabilisiert
Verwertung/Ablagerung [*]) in getrocknetem Zustand	bedingt ^{***}) bis hinreichend ^{**}) stabilisiert
Beseitigung nach thermischer Behandlung (z. B. Verbrennung oder Vergasung)	vorhergehende biologische Stabilisierung nicht zwingend erforderlich, aber dringend empfohlen
ANMERKUNGEN:	
*) In Deutschland seit 2005 nicht mehr zulässig.	
**) Abbaugrad bezogen auf die leicht abbaubare organische Trockenmasse $\eta_{abb} \geq 80\%$.	
***) gemeinsame aerobe Stabilisierung gemäß Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131; Abbaugrad $\eta_{abb} < 80\%$.	

3.3.2 Schlammwasserabtrennung

Das Hauptziel der Schlammwasserabtrennung ist die Volumen- und Gewichtsreduzierung sowie eine Zustandsänderung des Schlammes (siehe Tabelle 10) zu erreichen. Klärschlamm besitzt einen hohen Anteil an Wasser (93 % bis 99,5 %), der mehr oder weniger stark an die Schlammfeststoffe gebunden ist (ATV, 1996). Durch die Trocknung erhält man ein handhabbares und heizwertreiches Produkt und die Auswahl an Entsorgungswege erweitert sich (KÜGLER et al, 2004).

Die Schlammwasserabtrennung lässt sich in folgende Teilprozesse unterteilen:

- Konditionierung (Eindickung)
- Entwässerung
- Trocknung

Anhand der Abbildung 6 ist deutlich erkennbar, dass schon alleine durch die Konditionierung eine signifikante Volumenreduzierung zustande kommt. Die Prozesse erfordern viel Zeit und Energie, daher wird der Wassergehalt nur soweit reduziert, wie es für den weiteren Behandlungsschritt erforderlich ist (THOMÉ-KOZMIENSKY, 1998).

Tabelle 10: Beschaffenheit von Klärschlämmen bei abnehmendem Wassergehalt (ATV, 1996)

Wassergehalt [%]	Beschaffenheit
> 85	Flüssig und pumpfähig
75-65	stichfest, noch plastisch, breiartig und schmierend
< 65-60	Krümelig-fest, nicht mehr schmierend
< 40-35	Streufähig, beständig fest
< 15-10	staubförmig

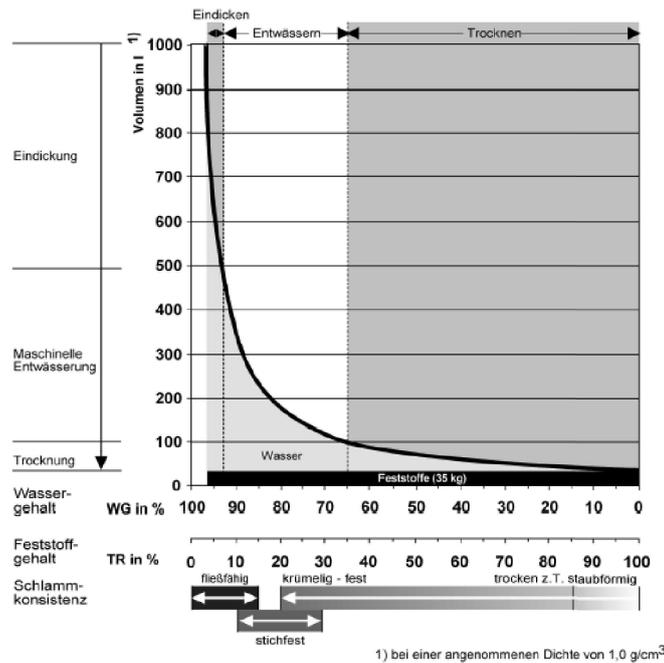


Abbildung 6: Volumenverminderung durch Abtrennen von Schlammwasser (ATV-DVWK-M 366)

3.3.2.1 Konditionierung

In Ausrichtung auf das jeweilige Prozessziel, werden für die Klärschlammkonditionierung Verfahren eingesetzt, die zu einer Veränderung (Verbesserung) der Eindickfähigkeit und der Entwässerbarkeit führen. Diese können entweder durch chemische und/oder physikalische Verfahren erzielt werden (ATV-DVWK-M 366).

Chemische Verfahren

Beim chemischen Verfahren unterscheidet man zwischen anorganischen Flockungsmitteln und organischen Flockungshilfsmitteln. Sie bewirken und beschleunigen die Reaktionsmechanismen der Koagulation und der Flockulation (ATV-DVWK-M 366). Anorganische Flockungsmittel erhöhen den nicht verbrennbaren Anteil im entwässerten Klärschlamm (Ascheanteil) erheblich. Daher werden bei der thermischen Verwertung meist organische Konditionierungsmittel eingesetzt. (WIECHMANN et al, 2013). Die Verwendung von Kalk bewirkt eine Erhöhung des pH-Werts, was bei einer späteren landwirtschaftlichen Ausbringung als förderlich anzusehen ist.

Physikalische Verfahren

Bei physikalischen Verfahren wird zwischen mechanischer und thermischer Konditionierung unterschieden. Bei der mechanischen Konditionierung wird durch Beimengen von Zuschlagstoffen eine nicht kompressible Gitterstruktur gebildet, wodurch die Filtrierfähigkeit des Schlammes verbessert wird. Durch Wärmeentzug bzw. -zufuhr werden bei der thermischen Konditionierung die Zellstrukturen der organischen Inhaltsstoffe aufgebrochen und dies führt zu einer weitest gehenden Wasserabtrennung (ATV-DVWK-M 366).

Eine Übersicht über die gebräuchlichsten Verfahren der Klärschlammkonditionierung ist in der Tabelle 11 angeführt. Die Wahl eines Verfahrens ist mit dem schlussendlichen Klärschlamm Entsorgungspfad abzustimmen.

Tabelle 11: Übersicht über die Konditionierungsverfahren (ATV-DVWK-M 366)

Chemische Verfahren		Physikalische Verfahren	
Konditionierungsmittel		Konditionierung	
anorganisch	organische	Mechanische	Thermische
Eisensalze	Polyelektrolyte	Anorg- und organische Zuschlagsstoffe	Gefrierkonditionierung
Aluminiumsalze		Asche	Hochthermische Konditionierung
Kalk		Feinkohle	Niederthermische Konditionierung
Kombination anorganischer und organischer		Sägemehl	
		Sande	
		Kieselgurprodukte	

3.3.2.2 Entwässerung

Ziel der weiteren Entwässerung ist es, die transportierende Menge möglichst gering zu halten, die Handhabung zu erleichtern und um den Anforderungen der weiteren Entsorgungsschritte zu entsprechen. Zur Anwendung kommen natürliche oder mechanische Verfahren (WIECHMANN et al, 2013).

Natürliche Verfahren

Zu den natürlichen Verfahren gehören (THOMÉ-KOZMIENSKY, 1998):

1. Trockenbeete
2. Entwässerung und Vererdung in Schilfbeeten
3. solare Klärschlamm-entwässerung

Die Reduzierung des Wassergehaltes mit der verbundenen Erhöhung des Feststoffgehaltes wird durch Schwerkraft (Drainage) und klimatische Einflüsse (Verdunstung bzw. Frosteinwirkung) erzielt (ATV, 1996). Der Klärschlamm-trockengehalt steigert sich dadurch auf 25 % bis 35 %. Um die Geruchsbelästigungen während der langen Lagerzeit gering zu halten, muss der zu entwässernde Schlamm möglichst stabilisiert sein (THOMÉ-KOZMIENSKY, 1998).

Die Vorteile der natürlichen Verfahren liegen im einfachen Prozessablauf, in minimaler Störanfälligkeit, in der Einsparung von Konditionierungsmittel und den verhältnismäßig niedrigen Kosten, mit denen sich hohe Feststoffgehalte erzielen lassen (ATV, 1996).

Mechanische Verfahren

Zu den mechanischen Verfahren gehören (ATV-DVWK-M 366):

1. Kammerfilterpressen
2. Siebband- oder Bandfilterpressen
3. Zentrifugen oder Dekantern

Bei der maschinellen Entwässerung stehen zwei Grundoperationen zur Trennung der flüssigen mit der festen Phase zur Verfügung. Einerseits kann die Trennung mit Hilfe von Druck (z.B.: Bandfilterpressen) oder durch ein maschinell erzeugtes Schwerfeld in Zentrifugen bewerkstelligt werden (ATV-DVWK-M 366). Durch die Verwendung von Bandfilterpressen, Filterpressen und Zentrifugen können bei der maschinellen Entwässerung Klärschlamm-trockengehalte von 20 % bis 45 % erreicht werden (WIECHMANN et al, 2013).

Die Entwässerbarkeit, der spezifische Arbeitsaufwand für die Entwässerung sowie die zu erreichenden Endergebnisse des Entwässerungsprozesses hängen bei Klärschlamm von den nachfolgenden Faktoren ab (THOMÉ-KOZMIENSKY, 1998):

1. Art und Grad der Stabilisierung
2. Art und Ausmaß der Schlammkonditionierung
3. Schichtdicke des Presskuchens bei der Entwässerung
4. erreichbarer aktiver Pressdruck am/im Presskuchen
5. erforderliche und realisierbare Presszeit

3.3.2.3 Trocknung

In der Regel dient die Trocknung zur weiteren Wasserentziehung eines zuvor mechanisch entwässerten Klärschlammes (ATV-DVWK-M 379). Bei der Klärschlamm-trocknung wird zwischen Teiltrocknung und Volltrocknung unterschieden. Als teilgetrocknet werden Schlämme bezeichnet, die die Leimphase (50 % bis 55 % TS) durchlaufen haben und eine Trockensubstanz von bis ca. 85 % aufweisen. Als Volltrocknung werden Schlämme bis mit einer Trockensubstanz von bis zu 95 % bezeichnet (WIECHMANN et al, 2013). Durch die Klärschlamm-trocknung werden größere Transportentfernungen wirtschaftlicher (KÜGLER et al, 2004).

Das im entwässerten Schlamm verbliebene Innen- und Absorptionswasser wird durch Zuführung von thermischer Energie (Wärme) verdampft. Dazu werden Kontakt-trockner, Konvektionstrockner und Strahlungstrockner unterschiedlicher Bauarten verwendet. Die Verfahren können auch in Kombination ausgeführt werden (THOMÉ-KOZMIENSKY, 1998).

Kontakt-trockner

Bei Kontakt-trockner wird die Wärme über beheizte Flächen (Wärmetauscherflächen) auf das zu trocknende Gut übertragen. Der Wärmeträger (Thermoöl, Dampf, etc.) steht dabei nicht im direkten Kontakt mit dem Gut (Indirekt-trocknung) (ATV-DVWK-M 379). Die Temperatur des Wärmeträgers beträgt 170 °C bis 200 °C (MÜLLER et al, 2011).

Konvektionstrockner

Bei Konvektionstrocknung steht der Wärmeträger in direktem Kontakt mit dem zu trocknenden Gut. Trocknungsgas (Rauchgas, heiße Luft, etc.) um- bzw. überströmt das Gut und überträgt die Wärme. Das verdampfte Wasser wird von dem Trocknungsgas aufgenommen und abgeführt (ATV-DVWK-M 379). Die Temperatur des Wärmeträgers beträgt bis zu 600 °C (MÜLLER et al, 2011).

Strahlungstrockner

Bei Strahlungstrocknung wird die Wärme durch Infrarot, Elektromagnetismus oder durch Sonnenenergie bereitgestellt (MÜLLER et al, 2011). Die solare Trocknung nutzt die Sonnenenergie für die Trocknung des Klärschlammes. In einem verglasten Gebäude, ähnlich eines Gewächshauses, wird der Klärschlamm erwärmt und getrocknet. Um eine optimale Trocknung gewährleisten zu können, muss der Klärschlamm mehrmals gewendet werden und das verglaste Gebäude gut belüftet sein. Durch die Kombination mit Kontakt-trocknung kann eine höhere Effizienz erzielt werden (WIECHMANN et al, 2013).

Im Vergleich zum mechanisch entwässerten Klärschlamm weist der getrocknete Klärschlamm veränderte Eigenschaften auf. Durch den Trocknungsprozess ändern sich folgende Eigenschaften des Klärschlammes (THOMÉ-KOZMIENSKY, 1998; WIECHMANN et al, 2013):

1. Verringerung der Klärschlammmenge
2. bessere Lager- und Transportfähigkeit
3. bessere Förder- und Dosierbarkeit
4. mikrobiologische Stabilisierung und hygienische Unbedenklichkeit
5. Erhöhung des Heizwertes
6. Schwermetalle werden im Trockengut aufkonzentriert

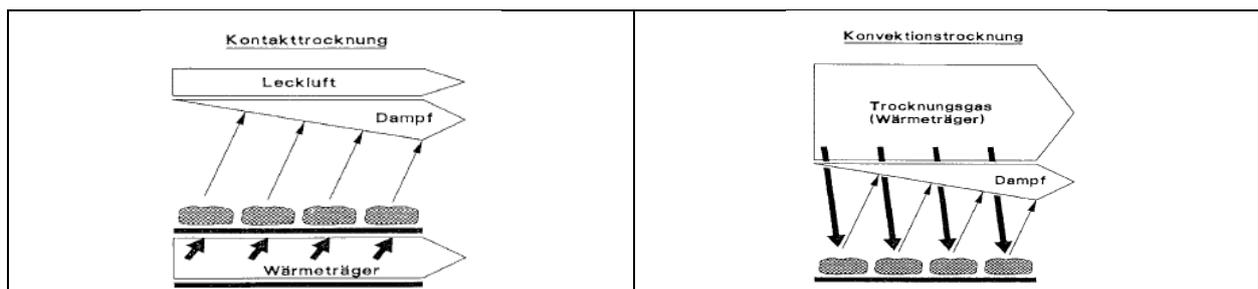


Abbildung 7: Trocknungsprinzip (ATV-DVWK-M 379)

3.3.3 Hygienisierung

Klärschlamm enthält praktisch alle Krankheitserreger, die im Einzugsbereich der Kläranlage in das Abwasser gelangen, sofern diese nicht bereits im Abwasser oder bei der Klärschlammgewinnung und/oder -behandlung absterben (BULLING 1988 zit. bei ROSENWINKEL et al, 2015). Die Klärschlamm Entsorgung hat so zu erfolgen, dass das Wohl der Allgemeinheit nicht beeinträchtigt wird. Hieraus leitet sich ein besonderer Schutz von Mensch, Tier und Pflanze sowie der natürlichen Lebensräume ab (ROSENWINKEL et al, 2015).

Die Hygieneanforderungen für die landwirtschaftliche Verwertung bzw. die Anforderungen an Klärschlammkomposte können mit folgende Mechanismen umgesetzt werden (THOMÉ-KOZMIENSKY, 1998):

- Hitzeeinwirkung über:
 - Fremderhitzung
(z. B. bei der Schlammpasteurisierung, thermischen Konditionierung o. a.)
 - Selbsterhitzung
(z.B.: bei der aerob-thermophilen Schlammstabilisierung oder der Schlammkompostierung)
 - Hitzeentwicklung
(z.B. durch Zugabe von ungelöschtem Kalk entsteht)
- pH-Wert-Verschiebung,
 - durch die Zugabe von Kalkhydrat oder Branntkalk
- ionisierende Bestrahlung

Die Entseuchungsverfahren lassen sich in Verfahren für die Entseuchung von Flüssigschlamm und entwässerten Klärschlämmen gliedern (ROSENWINKEL et al, 2015). Ein Überblick über die verfügbaren Entseuchungsverfahren zeigt die Tabelle 12.

Tabelle 12: Übersicht der Entseuchungsverfahren (ATV, 1996)

	Entseuchungsverfahren	Entseuchung durch	Einwirkdauer	Randfaktoren
A. für flüssige Klärschlämme				
1	Kalkhydratbehandlung	pH = 12,5 ± 0,3	≥ 3 Monate	Gute Durchmischung erforderlich
2	aerob-thermophile Stabilisierung	T ₁ = 50°C T ₂ = 55°C T ₃ = 60°C	t ₁ ≥ 23 h t ₂ ≥ 10 h t ₃ ≥ 4 h	pH ≥ 8,0 pH ≥ 8,2
3	aerob-thermophile Vorstufe mit nachfolgender anaerob-mesophiler Stabilisierung	T ₁ = 60°C T ₂ = 65°C T ₃ = 70°C T ₄ = 80°C	t ₁ ≥ 60 min t ₂ ≥ 30 min t ₃ ≥ 25 min t ₄ ≥ 10 min	
4	Pasteurisierungsanlagen (Vorpasteurisierung)	T ₁ = 65°C T ₂ = 70°C T ₃ = 80°C	t ₁ ≥ 30 min t ₂ ≥ 25 min t ₃ ≥ 10 min	
Für Entwässerte Klärschlämme				
5	Branntkalknachbehandlung (CaO)	T = 50-70°C und pH ≥ 12,5	t ≥ 24 h	
6	Kompostierung in Mieten (Haufen)	T = 55°C	t ≥ 3 Wochen	Nachrotte 3 Monate
7	Kompostierung in Bioreaktoren	T = 55°C zusätzlich in der Heizone T = 65°C	t ₁ ≥ 2 Wochen t ₂ ≥ 1 Wochen	Nachrotte bis insgesamt 3 Monate

3.4 Rechtsgrundlagen der Klärschlamm Entsorgung

„Seit dem Beitritt Österreichs zur Europäischen Union (EU) im Jahr 1995 sind die Verordnungen und Richtlinien der Europäischen Gemeinschaft auch in Österreich von Relevanz. Die Verordnungen der EG sind unmittelbar in den einzelnen Mitgliedstaaten wirksam und müssen daher nicht in nationales Recht umgesetzt werden. Richtlinien (RL) der EG sind durch nationale Gesetze oder Verordnungen in nationales Recht umzusetzen, wobei den Mitgliedstaaten ein gewisser Spielraum in der Umsetzung eingeräumt wird“ (WINTER, 2010).

3.4.1 Verwertung in der Landwirtschaft

3.4.1.1 Allgemeines

Zahlreiche Verordnungen und Richtlinien regeln die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm. Der Fokus liegt zumeist auf der Vermeidung schädlicher Schadstoffanreicherungen im Boden, welche durch Grenzwerte für bestimmte Substanzen und Beschränkungen der Ausbringungsmengen erreicht werden sollen (LAMPERT et al, 2014).

Aufgrund, dass in Österreich Bodenschutz eine Regelungsmaterie der Länder ist, hat jedes Bundesland eigene Regelungen, inwieweit Klärschlamm auf Böden ausgebracht werden kann bzw. die Ausbringungen untersagt ist (LAMPERT et al, 2014). Mit den Ausnahmen von Salzburg, Tirol und Wien ist die Verwertung in der Landwirtschaft in Österreich erlaubt.

Neben den Verordnungen und Richtlinien bestehen direkte bzw. indirekte Einflüsse durch weitere Bestimmungen z.B.: ÖPUL und EU-Regelungen sowie privatrechtliche Regelungen wie Kontraktanbau (MOSER, 2003).

Tabelle 13: landwirtschaftliche Verwertung in Österreich

	BGLD	KTN	NÖ	OÖ	SBG	STMK	TIROL	VLBG	WIEN
Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm									

3.4.1.2 Bundesebene

Auf Bundesebene sind vor allem folgende Bundesgesetze zu nennen (MOSER, 2003; KLAGHOFER & MÜLLER, 2003):

- Abfallwirtschaftsgesetz (inkl. Deponieverordnung und Bundeskompostverordnung),
- das Wasserrechtsgesetz (inkl. Indirekteinleiterverordnung)
- Forstgesetz und
- Düngemittelgesetz.

3.4.1.3 Landesebene

Als wesentliche Gesetze auf Landesebene sind vor allem die Bodenschutz- bzw. Klärschlammgesetze und Klärschlammverordnungen (inkl. Kompostverordnungen) mit folgenden Begrenzungen zu berücksichtigen (MOSER, 2003):

- maximale Bodenschadstoffgrenzwerte (Tabelle 14)
- maximale Ausbringungsmenge für den Klärschlamm (Tabelle 15)
- hygienische Anforderungen an den Klärschlamm (Tabelle 16)
- maximale Nährstoffmenge (Tabelle 17)
- Schadstoffgrenzwerte für Klärschlamm (Tabelle 18)

- jährlich zugelassene Schadstofffrachten (Tabelle 19)
- Einschränkungen in Hinsicht auf Pflanzenkulturen, Ausbringungszeitraum, und Lage der Aufbringungsfläche sind den einzelnen Klärschlammgesetzen und Klärschlammverordnungen zu entnehmen.

Tabelle 14: Bodenschadstoffgrenzwerte in mg/kg TS

Parameter	BGLD (1991)	KTN (2000)			NÖ (1994)	OÖ (2006)	STMK (2007)	VLBG (1997)
		5<pH<5,5	5,5<pH<6,5	pH>6,5				
Blei	100	50	70	100	100	100	100	100
Cadmium	2	0,5	1	1,5	1,5 ¹⁾	0,5	0,5	2/1 ²⁾
Chrom	100	50	75	100	100	100	100	100
Kupfer	100	40	50	100	60	60	60	100
Nickel	60	30	50	70	50	60	60	60
Quecksilber	1,5	0,2	0,5	1,0	1	0,5	0,5	1
Zink	300	100	150	200	200	150	150	300/ 200 ²⁾

1) 1 mg/kg TS bei pH < 6 2) gilt bei einem pH-Wert des Bodens unter 6.

Tabelle 15: Ausbringungsmenge in Abhängigkeit von Klärschlammqualität und Ausbringungsfläche für Kärnten, Niederösterreich und Steiermark

KTN (KlärschlammVO)	
Landwirtschaft (Grünland)	[t TM/ha•2a]
Qualitätsklasse biogener Abfallstoffe	
Klasse B	4,8
Klasse AB	6
Klasse A	8
Klasse I	10
NÖ (1994)	
Ackerland	[t TM/ha•a]
Klärschlammqualitätsklasse I	Unbegrenzt (WRG)
Klärschlammqualitätsklasse II	
Bodeneignungsklassen	
Sehr gut geeignet	3
Mittel geeignet	3
Bedingt geeignet	3
Ungeeignet	0
STMK (Bodenschutzgesetz)	
Nutzungsart der Ausbringungsfläche	[t TM/ha•a]
Grünland	1,25
Ackerland	2,5

Tabelle 16: Übersicht der Hygienevorschriften einzelner Bundesländer

	BGLD (1991)	KTN (2000)	NÖ (1994)	STMK (2007)
Pro g Schlamm nicht mehr als 1000 Enterobacteriaceen nachweisbar sind	X	X	X	
1 g Schlamm frei von Salmonellen	X	X	X	X
Keine ansteckungsfähigen Wurmeier vorhanden	X		X	X
100 KBE (Koloniebildende Einheiten) Escherichia coli				X

Tabelle 17: Begrenzung der Nährstofffracht (Reinstickstoff und Phosphatfracht)

Burgenland	1/ha.a
• Ohne Grünbedeckung	175 –kg N Reinstickstoff
• Mit Grünbedeckung einschließlich Dauergrün, stickstoffzehrende Frucht-folgen)	210 –kg N Reinstickstoff
Kärnten	1/ha.2a
	160 –kg P ₂ O ₅
Vorarlberg	1/ha.2a
	160 –kg P ₂ O ₅

Tabelle 18: Schadstoffgrenzwerte im Klärschlamm in mg/kg TM

Land	BGLD (1991)		KTN (2000)				NÖ (1994)	OÖ (2006)	STMK (2007)	VLBG (1997)
	GK I	GK II	KL B	KL AB	KL A	KL I	QK II			
Blei	100	500	150	150	150	45	100	400	100	150
Cadmium	2	10	2,5	2	0,7	0,4	2	5	2	4
Chrom	100	500	100	70	70	70	70	400	70	300
Kupfer	300	500	300	300	150	70	300	400	300	500
Nickel	60	100	80	60	60	25	60	80	60	100
Quecksilber	2	10	2,5	2	0,7	0,4	2	7	2	4
Zink	1000	2000	1800	1200	500	200	1500	1.600	1200	1800
AOX			500				500	500	500	
PAK			6						6	
PCB			1							
Dioxin			50							
PCDD/PCDF										100 ng/kg TM

GK: Güteklasse KL: Klasse QK: Qualitätsklasse

Tabelle 19: Jährlich zulässige Schadstofffracht [g/ha•a]

Parameter	BGLD (1991)		KTN (2000)	OÖ (2006)	STMK (2007)	
	Ackerland	Wiesen und Weiden			Ackerland	Grünland
Blei	1250	625	600	400	250	125
Cadmium	25	12,5	6	6	5	2,5
Chrom	1250	625	350	300	175	88
Kupfer	1250	625	1800	360	750	375
Nickel	250	125	300	100	150	125
Quecksilber	25	12,5	6	1,5	5	2,5
Zink	5000	2500	4500	1200	3000	1500

3.4.2 Thermische Behandlung

3.4.2.1 Allgemeines

Die Betriebsbedingungen, Emissionsgrenzwerte und Anforderungen und die Ausgangsstoffe für die thermische Behandlung von Klärschlamm werden insbesondere in der Abfallverbrennungsverordnung (AVV) geregelt. Die zu deponierenden Rückstände aus der thermischen Behandlung müssen den Anforderungen der Deponieverordnung für Reststoffdeponien erfüllen (siehe Tabelle 27).

3.4.2.2 Von der AVV definierte Anlagentypen

Verbrennungsanlage

Im Vordergrund steht bei Verbrennungsanlagen die thermische Behandlung von Abfällen, mit oder ohne Nutzung der entstehenden Verbrennungswärme, nicht jedoch in der Energieerzeugung oder in der Produktion stofflicher Erzeugnisse (STOIBER et al, 2007).

Eine Verbrennungsanlage im Sinne der AVV ist gemäß § 3 Abs. 45 „jede ortsfeste oder mobile technische Einheit oder Anlage, die zur thermischen Behandlung von Abfällen mit oder ohne Nutzung der Verbrennungswärme mittels Verbrennung durch Oxidation von Abfällen und anderen thermischen Behandlungsverfahren wie Pyrolyse, Vergasung und Plasmaverfahren eingesetzt wird, wenn die bei der Behandlung entstehenden Stoffe anschließend verbrannt werden“.

Mitverbrennungsanlage

Im Vordergrund steht bei Mitverbrennungsanlagen die Energieerzeugung oder in der Produktion stofflicher Erzeugnisse, nicht jedoch in der thermischen Behandlung von Abfällen. Abfall kann als

Regel- oder Zusatzbrennstoff in Mitverbrennungsanlagen verwendet bzw. in Hinblick auf seine Beseitigung thermisch behandelt werden (STOIBER et al, 2007).

Eine Mitverbrennungsanlage im Sinne der AVV ist gemäß § 3 Abs. 33 „jede ortsfeste oder mobile technische Einheit, deren Hauptzweck in der Energieerzeugung oder der Produktion stofflicher Erzeugnisse besteht und in der Abfall als Regel- oder Zusatzbrennstoff verwendet oder im Hinblick auf die Beseitigung thermisch behandelt wird, und zwar mittels Verbrennung durch Oxidation von Abfällen und andere thermische Behandlungsverfahren wie Pyrolyse, Vergasung und Plasmaverfahren, wenn die bei der Behandlung entstehenden Stoffe anschließend verbrannt werden. Falls die Mitverbrennung derart erfolgt, dass der Hauptzweck der Anlage nicht in der Energieerzeugung oder in der Produktion stofflicher Erzeugnisse, sondern in der thermischen Behandlung von Abfällen besteht, gilt die Anlage als Verbrennungsanlage“.

3.4.2.3 Betriebsweise

Gemäß §7 der Abfallverbrennungsverordnung (BGBl. II Nr. 389/2002 i.d.F BGBl. I Nr. 127/2013) müssen Verbrennungs- und Mitverbrennungsanlagen in der Weise betrieben werden, dass ein möglichst vollständiger Verbrennungsgrad erreicht und in der Schlacke und der Asche ein Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff (TOC) von weniger als 3% des Trockengewichts des verbrannten Stoffes (Schlacke und Asche) eingehalten wird. Zudem müssen die Verbrennungsanlagen so ausgelegt und ausgerüstet sein und so betrieben werden, dass die Temperatur des entstehenden Verbrennungsgases nach der letzten Zuführung von Verbrennungsluft kontrolliert, gleichmäßig und selbst unter den ungünstigsten Bedingungen zwei Sekunden lang auf 850 °C erhöht wird. Wenn gefährliche Abfälle mit einem Gehalt von mehr als einem Gewichtsprozent an halogenierten organischen Stoffen (berechnet als Chloride), verbrannt werden, muss die Temperatur für mindestens zwei Sekunden auf 1.100 °C erhöht werden.

3.4.2.4 Emissionsgrenzwerte für Verbrennungsanlagen

In Abhängigkeit von der Art der Verbrennungsanlage legt die AVV Grenzwerte für verschiedene luftverunreinigende Schadstoffe fest (Tabelle 20). Dabei handelt es sich um feste Grenzwerte (STOIBER et al, 2007).

Die Abfallverbrennungsverordnung gilt für Pyrolyse- und Vergasungsanlagen nicht, wenn die Gase die bei der Behandlung entstehen, vor ihrer Verbrennung soweit gereinigt werden, dass sie nicht mehr als Abfall gelten und keine höheren Emissionen verursachen. Die gereinigten Gase müssen die Grenzwerte gemäß Tabelle 21 einhalten.

Tabelle 20: Emissionsgrenzwerte für Verbrennungsanlagen bei 1,013 bar, Temperatur von 0 °C und bezogen auf 11 % Sauerstoff

Parameter	Einheit	AVV	
		Halbstundenmittel	Tagesmittelwerte
Staub	mg/Nm ³	10	10
C _{organ.}	mg/Nm ³	10	10
CO	mg/Nm ³	50	100
SO _x	mg/Nm ³	50	50
HCl	mg/Nm ³	10	10
HF	mg/Nm ³	0,7	0,5
NO _x	mg/Nm ³	200 ¹⁾	200 ¹⁾
Cd, Tl	mg/Nm ³	0,05 ²⁾	
Hg	mg/Nm ³	0,05	0,03
Σ Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn	mg/Nm ³	0,5 ²⁾	
NH ₃	mg/Nm ³	5 ³⁾	
PCDD/F	ng/Nm ³	0,1 ³⁾	

¹⁾ für Neuanlagen bis 2t_{Abfall}/Stunde
²⁾ MW über einen Zeitraum von 0,5 bis 8 Stunden
³⁾ MW über einen Zeitraum von 6 bis 8 Stunden

Tabelle 21: Grenzwerte für gereinigtes Gas aus Vergasungs- oder Pyrolyseanlagen

	Einheit	Grenzwert
Gesamtschwefel	mg/m ³	10
Schwefelwasserstoff	mg/m ³	5
Kohlenstoffoxidsulfid	mg/m ³	5

3.4.2.5 Emissionsgrenzwerte für Mitverbrennungsanlagen

Die AVV legt in Abhängigkeit von der Art der Mitverbrennungsanlage Grenzwerte für verschiedene luftverunreinigende Schadstoffe fest. Dabei handelt es sich zum Teil um Grenzwerte, die nach der Mischungsregel gemäß Anlage 2 Z. 1 AVV zu berechnen sind (Tabelle 22) und um feste Grenzwerte (Tabelle 23) (STOIBER et al, 2007).

Ziel der Mischungsregel ist eine möglichst weitgehende Gleichbehandlung von Verbrennungs- und Mitverbrennungsanlagen. In Abhängigkeit des Anteils des Abfalleinsatzes an der Gesamtbrennstoffwärmeleistung wird ein „Mischgrenzwert“ aus den Grenzwerten für Verbrennungsanlagen und den für die jeweilige Feuerungsanlage (bei der Verbrennung der genehmigten Brennstoffe) geltenden Grenzwerten gebildet (STOIBER et al, 2007).

Tabelle 22: Emissionsgrenzwerte für Mitverbrennungsanlagen gemäß AVV, ausgenommen Anlagen zur Zementerzeugung und Feuerungsanlagen

Parameter	Einheit	AVV	
		Halbstundenmittel	Tagesmittelwerte
Staub	mg/Nm ³	Ermittlung mittels Mischungsregel (siehe unten)	
C _{organ.}	mg/Nm ³		
CO	mg/Nm ³		
SO _x	mg/Nm ³		
HCl	mg/Nm ³		
HF	mg/Nm ³		
NO _x	mg/Nm ³		
Σ Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn	mg/Nm ³		
NH ₃	mg/Nm ³		

$$GM \left[\frac{mg}{m^3} \right] = G_{Abfall} * \frac{E_{Abfall} * (21 - B_{GM})}{E_{Gesamt} * (21 - B_{Abfall})} + G_{Brst} * \frac{E_{Brst} * (21 - B_{GM})}{E_{Gesamt} * (21 - B_{Brst})} \quad (1)$$

GM: Gesamtemissionsgrenzwert

G_{Abfall}: Emissionsgrenzwert gemäß Tabelle 20

G_{Brst}: Emissionsgrenzwert für einen Schadstoff, der für das entsprechende Verfahren der Energieerzeugung oder Produktion in allgemeinen Rechtsvorschriften festgelegt ist. Wenn weder in allgemeinen Rechtsvorschriften noch in der Genehmigung ein Emissionsgrenzwert festgelegt ist, ist grundsätzlich der Emissionsgrenzwert gemäß Tabelle 20 zu dieser Verordnung einzuhalten.

E_{Abfall}: Bescheidmäßig festgelegter maximaler prozentueller Anteil der Brennstoffwärmeleistung aus der Verbrennung der Abfälle.

E_{Brst}: 100 minus E_{Abfall}

E_{Gesamt}: 100

B_{Abfall}: Bezugssauerstoffgehalt für die Emissionsgrenzwerte

B_{Brst}: Der in der bereits bestehenden Genehmigung oder in allgemeinen Rechtsvorschriften für das entsprechende Verfahren der Energieerzeugung oder der Produktion stofflicher Erzeugnisse festgelegte Bezugssauerstoffgehalt in Prozent.

B_{GM}: gemäß Formel (2) zu ermittelnder Bezugssauerstoffgehalt für den Gesamtemissionsgrenzwert

$$B_{GM}[\%] = \frac{E_{Abfall} \cdot 11 + E_{Brst} \cdot B_{Bst}}{E_{Gesamt}} \quad (2)$$

Tabelle 23: Emissionsgrenzwerte Mitverbrennungsanlagen (Nicht Zement und Feuerungsanlagen) 1.1-1.3

	Einheit	Mittelwerte Gesamtemissionsgrenzwerte (GM)	Zeitraum
Cd und Tl	mg/m ³	0,05	0,5-8 Stunden
PCCD/F	mg/m ³	0,1 ng/m ³	6-8 Stunden
Hg	mg/m ³	0,05	0,5 Stunden
		0,03	24 Stunden

3.4.2.6 Emissionsgrenzwerte Zementerzeugung

Zementerzeugungsanlagen haben die folgenden Emissionsgrenzwerte im Abgas einzuhalten.

Tabelle 24: Emissionsgrenzwerte für Anlagen der Zementerzeugung (10% Sauerstoff)

Parameter	Einheit	Halbtagesmittel
Staub	mg/m ³	30 ¹⁾ / 20 ²⁾
C _{organ.} ¹⁾	mg/m ³	10
HCl	mg/m ³	10
HF	mg/m ³	0,7
SO ₂ ²⁾	mg/m ³	50
NO ₂	mg/m ³	500
Hg	mg/m ³	0,05 ³⁾
Cd und Tl	mg/m ³	0,05 ⁴⁾
Σ Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn	mg/m ³	0,5 ⁴⁾
Dioxine und Furane	ng/m ³	0,1

¹⁾ Halbtagesmittel
²⁾ Tagesmittel
³⁾ Jahresmittelwert
⁴⁾ Mittelwert über einen Zeitraum von 0,5 bis 8,0 Stunden
⁵⁾ Mittelwert über einen Zeitraum von 6 bis 8 Stunden

3.4.2.7 Ersatzbrennstoffgrenzwerte

Damit Ersatzbrennstoffe in Mitverbrennungsanlagen verwendet werden dürfen, sind folgende Grenzwerte einzuhalten (vgl. Tabelle 25).

Tabelle 25: Grenzwerte für Ersatzbrennstoffe in Abhängigkeit der Mitverbrennungsanlagen

Parameter	Grenzwerte [mg/MJ]							
	Zementherstellung		Kraftwerksanlagen				Sonstige Mitverbrennung	
			Anteil der BWL ²⁾ ≤ 10%		Anteil der BWL ²⁾ ≤ 15%			
Median	80-er Perzentil	Median	80-er Perzentil	Median	80-er Perzentil	Median	80-er Perzentil	
Sb	7	10	7	10	7	10	7	10
As	2	3	2	3	2	3	1	1,5
Pb	20	36	23	41	15	27	15	27
Cd	0,23 (0,8) ¹⁾	0,46 (0,95) ¹⁾	0,27 (0,8) ¹⁾	0,54 (0,95) ¹⁾	0,17 (0,8) ¹⁾	0,34 (0,95) ¹⁾	0,17 (0,8) ¹⁾	0,34 (0,95) ¹⁾
Cr	25	37	31	46	19	28	19	28
Co	1,5	2,7	1,4	2,5	0,9	1,6	0,9	1,6
Ni	10	18	11	19	7	12	7	12
Hg	0,075 (0,15) ¹⁾	0,15 (0,25) ¹⁾	0,075 (0,15) ¹⁾	0,15 (0,25) ¹⁾	0,075 (0,15) ¹⁾	0,15 (0,25) ¹⁾	0,075 (0,15) ¹⁾	0,15 (0,25) ¹⁾

¹⁾ bei der Verwendung von Klärschlamm als Ersatzbrennstoff gelten die in den Klammern geführten Grenzwerte
²⁾ Prozentualer Anteil der **Brennstoffwärmeleistung** (BWL) aus der Verbrennung von Abfällen an der Gesamtbrennstoffwärmeleistung.

3.4.3 Deponierung

3.4.3.1 Allgemeines

Seit dem Inkrafttreten der Deponieverordnung 2008 (BGBl. II Nr. 104/2014) darf unbehandelter bzw. lediglich entwässerter Klärschlamm nicht mehr deponiert werden.

Gemäß Deponieverordnung § 7 Absatz 7 ist die obertägige Deponierung von Abfällen, deren Anteil an organischem Kohlenstoff (TOC) mehr als 5 Masse-% beträgt, bzw. deren Brennwert über 6.600 kJ/kg liegt verboten. Da durch die alleinige Entwässerung des Klärschlammes der geforderte TOC-Gehalt nicht erreicht werden kann, ist eine Vorbehandlung, etwa durch Verbrennung bzw. mechanisch-biologische Vorbehandlung, erforderlich (ZESSNER 2002).

3.4.3.2 Deponietypen gemäß Deponieverordnung in Österreich

Die Deponietypen gemäß der Deponieverordnung sind in Tabelle 26 dargestellt. Rückstände aus thermischen Prozessen dürfen nur in Restabfalldeponien und Ablagerungen von Abfällen aus der mechanisch-biologischen Behandlung (MBA) nur in Massenabfalldeponien abgelagert werden.

Tabelle 26: Deponieklassen und deren Abfallzuordnung (GRECH et al, 2009)

Deponieklassen/-unterklassen	Abfallzuordnung
Bodenaushubdeponie	Ablagerung von nicht kontaminiertem Bodenaushubmaterial und nicht kontaminierten Bodenbestandteilen
Inertabfalldeponie	Ablagerung von Inertabfällen sowie von nicht kontaminiertem Bodenaushubmaterial und nicht kontaminierten Bodenbestandteilen
Deponie für nicht gefährliche Abfälle <ul style="list-style-type: none"> • Baurestmassendeponie • Reststoffdeponie • Massenabfalldeponie 	<ul style="list-style-type: none"> • z.B.: Asbestabfälle in eigenem Kompartiment • Rückstände aus thermischen Prozessen dürfen nur in Reststoffdeponien abgelagert werden • Ablagerung von Abfällen aus der mechanisch-biologischen Behandlung
Deponie für gefährliche Abfälle	Ablagerung von gefährlichen Abfällen nur in Untertagedeponien zulässig
Quelle: Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2006, akt. 2008-3	

3.4.3.3 Deponiegrenzwerte

Für die Ablagerung von Rückstände aus thermischen Prozessen in Reststoffdeponien bzw. Ablagerung von Abfällen aus der mechanisch-biologischen Behandlung in Massenabfalldeponien müssen die Grenzwerte der Tabelle 27 eingehalten werden.

Tabelle 27: Ausgewählte Grenzwerte für unterschiedliche Deponieunterklassen für nicht gefährliche Abfälle (GRECH et al. 2009)

Parameter	Einheit	Reststoffe		Massenabfall	
		Gesamt	Eluat	Gesamt	Eluat
Elektrische Leitfähigkeit	ms/m		1.000		
pH-Wert			6 – 12		6 – 13
Abdampfdruckstand	mg/kg		60.000		100.000
Arsen (As)	mg/kg	5.000	2	500	25
Blei (Pb)	mg/kg		10	5.000	50
Cadmium (Cd)	mg/kg	5.000	1	30	5
Chrom gesamt (Cr)	mg/kg		10	8.000	70
Chrom VI (Cr)	mg/kg				20
Quecksilber	mg/kg	20 ¹⁾	0,1	20	0,5
Zink	mg/kg		50	5.000	200
Ammonium-N	mg/kg		300		10.000
Cyanaide (CN)	mg/kg		1		20
Kohlenwasserstoff-Index	mg/kg	5.000	100	20.000	200
Org. Anteil als TOC	mg/kg	50.000	500	50.000 ²⁾	2.500 ²⁾

1) Wenn Hg in Form schwerlöslicher sulfidischer Verbindungen vorliegt, ist ein Quecksilbergehalt bis maximal 100 mg/kg TM zulässig. Liegt Hg in Form schwerlöslicher sulfidischer Verbindungen vor und wurde der Abfall stabilisiert oder immobilisiert, ist ein Quecksilbergehalt bis maximal 3.000 mg/kg TM zulässig.

2) TOC gilt nicht für mechanisch-biologisch behandelte Abfälle. Ausnahmen für Abfälle gemäß § 7 Z 7 DeponieVO 2008

3.4.4 Kompostierung

3.4.4.1 Allgemeines

In der Bundeskompostverordnung werden Anforderungen für die Verwendung von Klärschlamm als Ausgangsmaterial für Komposte und Qualitätskomposte festgelegt. Zu diesen gehören u.a.:

- Anforderungen an Ausgangsmaterialien und Endprodukt
- Anwendungsbereiche
- Ausbringungsmenge
- Ausbringungszeitraum
- Hygieneanforderungen

3.4.4.2 Anforderungen an Ausgangsmaterial und Endprodukt

Die KlärschlammVO schreibt Grenzwerte für das Ausgangsmaterial und des Endproduktes vor. Mithilfe der Grenzwerte unterscheidet man das Ausgangsmaterial und das Endprodukt in unterschiedliche Qualitätsklassen (vgl. Tabelle 28).

Tabelle 28: Grenzwerte für das Ausgangsmaterial und dem Endprodukt in mg/kg TM

Parameter	Ausgangsmaterial		Endprodukt			
	Kompost	Qualitätsklär-schlammkompost	Qualitätsklasse B		Qualitätsklasse A	Qualitätsklasse A+
Blei	200	100	-	200	120	45
Cadmium	3	2	-	3	1	0,7
Chrom	300	70	-	250	70	70
Kupfer	500	300	400 ¹⁾	500	150	70
Nickel	100	60	-	100	60	25
Quecksilber	5	2	-	3,0	0,7	0,4
Zink	2.000	1.200	1.200 ¹⁾	1.800	500	200

¹⁾ Im Falle einer Überschreitung des Richtwertes für Kupfer oder Zink sind die Gehalt der Kennzeichnung gemäß Anlage 4 der KompostVO anzugeben.

3.4.4.3 Anwendungsbereiche

Die Anwendungsbereiche für Komposte sind gemäß § 1 Abs. 14 KompostVO:

- Landwirtschaft
- Landschaftsbau und Landschaftspflege
- Rekultivierungsschicht auf Deponien
- Erdenherstellung
- Biofilterbau

3.4.4.4 Ausbringungsmengen

Für die **Qualitätsklasse A+** gibt es keine besonderen Anforderungen.

Bei der **Qualitätsklasse A** darf die Anwendung nicht auf landwirtschaftlich genutzten Flächen erfolgen.

Komposte der **Qualitätsklasse B** dürfen nur bei Landschaftsbau und Landschaftspflege sowie bei der Rekultivierungsschicht von Deponien verwendet werden.

Tabelle 29: Begrenzungen über die maximale Aufbringungsmenge

Anwendungsbereich	Qualitätsklasse A	Qualitätsklasse B
Rekultivierungsschicht	max. 400 t TM/(ha*10a) „Einmalig“	max. 200 t TM/(ha*10a) „Einmalig“ (auch bei QK B?)
Pflege der Rekultivierungsschicht	max 400 t TM/(ha*10a)	max 200 t TM/(ha*10a)
Pflege einer vegetationsfähigen Oberbodenschicht	max 40 t TM/(ha*3a)	max 20 t TM/(ha*3a)

3.4.4.5 Ausbringungszeitraum

Die KompostVO gibt keinen Zeitraum für die Ausbringung vor, jedoch gemäß §3 Abs. 2 ist das Ausbringen von Klärschlammkompost auf landwirtschaftlichen Nutzflächen in der Zeit vom 30. November bis zum 15. Februar des Folgejahres verboten.

3.4.4.6 Hygieneanforderungen

Die Hygieneanforderungen für Kärnten sind der Tabelle 30 zu entnehmen und die Anforderungen der Kompostverordnung sind in Tabelle 31 dargestellt.

Allgemeine Grundlagen

Tabelle 30: Anforderungen für Komposte aller Qualitätsklassen in Kärnten

	Sackware	Landwirtschaft außer Forst	Landschaftspflege allgemein, Forst, Deponieflächen-abdeckung	Sport- und Freizeitanlagen, Kinderspielplätze
Pathogene E.Coli (37 – 43 °C) und andere pathogene Keime aus der Gruppe der Enterobacteriaceae	Nicht nachweisbar in 50 g Probe	Bei Nachweis entsprechende Anwendungsempfehlungen	Keine Anforderungen	Nicht nachweisbar in 50 g Probe
Salmonella sp.	Nicht nachweisbar in 50 g Probe	Nicht nachweisbar in 50 g Probe	Nicht nachweisbar in 50 g Probe	Nicht nachweisbar in 50 g Probe
Clampylobacter	Nicht nachweisbar in 50 g Probe	keine Anforderungen	keine Anforderungen	Nicht nachweisbar in 50 g Probe
Yersinien sp.	Nicht nachweisbar in 50 g Probe	keine Anforderungen	keine Anforderungen	Nicht nachweisbar in 50 g Probe
Listerien sp.	Nicht nachweisbar in 50 g Probe	keine Anforderungen	keine Anforderungen	Nicht nachweisbar in 50 g Probe
Sulfitreduzierende Clostridien	Nicht nachweisbar in 50 g Probe	keine Anforderungen	keine Anforderungen	Nicht nachweisbar in 50 g Probe

Tabelle 31: Anforderungen an die seuchenhygienische Unbedenklichkeit gemäß KompostVO

	Abgabeart oder Anwendungsbereich				
	Sackware	Landwirtschaft	Landschaftsbau und Landschaftspflege, Rekultivierungsschicht auf Deponien		Biofiltermaterial
			Herstellung und Erhaltung einer vegetationsfähigen Oberschicht bei Landschaftsbau allgemein Und Rekultivierungsschicht auf Deponien	Erhaltung einer vegetationsfähigen Oberschicht Bei Sportstätten Und Freizeitanlagen einschließlich Kinderspielplätzen	
Pathogene E.Coli	Nicht nachweisbar in 50 g Probe	Bei Nachweis entsprechende Anwendungsempfehlungen *)	Keine Anforderungen	Nicht nachweisbar in 50 g Probe	Keine Anforderungen
Salmonella sp.	Nicht nachweisbar in 50 g Probe	Nicht nachweisbar in 50 g Probe		Nicht nachweisbar in 50 g Probe	Keine Anforderungen
Campylobacter	Nicht nachweisbar in 50 g Probe	Keine Anforderungen	Keine Anforderungen	Nicht nachweisbar in 50 g Probe	Keine Anforderungen
Listerien sp	Nicht nachweisbar in 50 g Probe	Keine Anforderungen	Keine Anforderungen	Nicht nachweisbar in 50 g Probe	Keine Anforderungen
Ergibt sich aus den Untersuchungsergebnissen die Notwendigkeit, zusätzlich auf nicht explizit angeführte Keime zu untersuchen, so hat die Kompostbeurteilung bei einem positiven Nachweis diese anzuführen und zu bewerten. Die Bewertung hat gegebenenfalls den Ausschluss von Anwendungsfällen oder Hinweise für eine gefahrlose Anwendung zu enthalten.					
*) Bei einem positiven Nachweis hat die Kompostbeurteilung die identifizierten Keime zu bewerten. Die Bewertung hat gegebenenfalls den Ausschluss von Anwendungsfällen oder Hinweise für eine gefahrlose Anwendung zu enthalten.					

3.4.5 MBA

3.4.5.1 Allgemeines

Die „Richtlinie für die mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen“ (BMLFUW, 2002) gibt folgende Grundsätze vor:

- (1) Auf die Grundsätze der Abfallvermeidung, Abfallverwertung und Abfallentsorgung gemäß § 1 Abs. 2 AWG und des Vermischungsverbotes gemäß § 15 Abs.2 Z 2 AWG wird besonders verwiesen.
- (2) Die mechanisch-biologische Abfallbehandlung im Sinne dieser Richtlinie dient zur Behandlung von nicht gefährlichen Abfällen, im Wesentlichen Restmüll und Klärschlamm.
- (3) Gefährliche Abfälle im Sinne der Festsetzungsverordnung 1997, BGBl. II Nr. 227/1997 i.d.g.F., dürfen in Anlagen zur mechanisch-biologischen Abfallbehandlung im Sinne dieser Richtlinie nicht behandelt werden.
- (4) Eine Behandlung von weitgehend sortenreinen Abfällen, die in anderen geeigneten Anlagen sortenspezifisch behandelt, insbesondere verwertet werden können ist zu vermeiden.

„Weiters ist darauf Bedacht zu nehmen, dass entsprechend dem im § 1 Abs. 2a Z 1 AWG aufgeführten Grundsatz der Abfallwirtschaft Abfälle stofflich oder thermisch zu verwerten sind, soweit dies ökologisch vorteilhaft und technisch möglich ist, die dabei entstehenden Mehrkosten im Vergleich zu anderen Verfahren der Abfallbehandlung nicht unverhältnismäßig sind und ein Markt für die gewonnenen Stoffe oder die gewonnene Energie vorhanden ist oder geschaffen werden kann“ (BMLFUW, 2002).

3.4.5.2 Geeignete Inputmaterialien für biologische Behandlung

Die Liste des als geeignet anzusehenden Input für die biologische Behandlung ist der Tabelle 1 der „Richtlinie für die mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen“ (BMLFUW, 2002) zu entnehmen. Sie besteht aus zwei Listen.

Die Liste „A“ beinhaltet jene Abfälle, die ohne weitere Einschränkung als Input in die biologische Behandlung der MBA vor der Deponierung geeignet sind und die Liste „B“ umfasst jene Abfälle die nur unter bestimmten Bedingungen als Input geeignet sein können (BMLFUW, 2002).

3.4.5.3 Grenzwerte für Abfälle

Gemäß § 7 Ziffer 7 der Deponieverordnung dürfen Abfälle mit einem Anteil an organischem Kohlenstoff (TOC) größer als fünf Massenprozent nicht abgelagert werden. Abfälle aus der MBA sind gemäß lit. F ausgenommen, sofern die Abfälle die Grenzwerte der Tabelle 27 (Massenabfall) einhalten Emissionen.

3.4.5.4 Emissionsgrenzwerte

Die MBA-Anlagen müssen so errichtet und betrieben werden, dass die in der Tabelle 32 enthaltenen Emissionsgrenzwerte eingehalten werden.

Tabelle 32: Emissionsgrenzwerte (BMLFUW, 2002)

1. Organische Stoffe angegeben als Gesamtkohlenstoff	
Halbstundenmittelwert (HMW)	40 mg/m ³
Tagesmittelwert (TMV)	20 mg/m ³
Massenverhältnis	100 g/t _{Abfall}
2. Stickstoffoxide angegeben als Stickstoffdioxid (NO₂)¹⁾	
Halbstundenmittelwert (HMW)	150 mg/m ³
Tagesmittelwert (TMV)	100 mg/m ³
3. Ammoniak	
	20 mg/m ³
4. Dioxine/Furane²⁾ (2-, 3-, 7-, 8-TCDD-Äquivalent (I-TEF))	
	0,1 ng/m ³
5. Gesamtstaub	
	10 mg/m ³
6. Geruchsstoffe	
	500 GE/m ³
7. Sonstige Parameter³⁾	
1)	Wenn auf Grund der angewandten Abluftreinigungstechnologie die Entstehung von Stickstoffoxiden (NO _x) nicht auszuschließen ist.
2)	Wenn auf Grund der angewandten Abluftreinigungstechnologie die Entstehung von polychlorierten Dibenz-p-dioxinen (PCDD) und/oder polychlorierten Dibenzofuranen (PCDF) nicht auszuschließen ist.
3)	In Abhängigkeit von den geplanten Technologien und den zu behandelnden Abfällen sind insbesondere auch alle treibhausrelevanten Gase (z. B. N ₂ O) in die Betrachtung der möglichen Emissionen einzubeziehen und gegebenenfalls zu begrenzen. Für IPPC-Anlagen gemäß AWG i.d.g.F. sind die relevanten Emissionen im Verzeichnis der jedenfalls zu berücksichtigenden Schadstoffe (sofern sie für die Festlegung der Emissionsgrenzwerte von Bedeutung sind) gemäß AWG i.d.g.F. (vgl. auch Anhang III der Richtlinie 96/61/EG über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung) zu begrenzen.

3.4.6 Sonstige Regelungen

3.4.6.1 ÖPUL 2016

Ziel des „Österreichischen Programms zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft“ (kurz ÖPUL) ist die Förderung einer umweltschonenden Bewirtschaftung der landwirtschaftlichen Flächen. Das ÖPUL-Programm unterstützt rund 30 verschiedene Maßnahmen unterschiedlicher Förderungsvoraussetzungen, wobei zahlreiche Maßnahmen die Aufbringung von Klärschlamm und Klärschlammkompost explizit untersagen (LAMPERT et al, 2014).

3.4.6.2 AGRANA Bestimmungen

Gemäß §4 Klärschlamm- und Klärschlammkomposteinsatz der allgemein gültigen Bestimmungen zur Verkaufs- und Liefervereinbarung für Zuckerrüben (i.d.F. 01/2004) ist das Ausbringen von Klärschlamm- und Klärschlammkomposteinsatz auf sämtlichen Feldern des Zuckerrübenanbauers verboten (WINKOVITSCH, 2009).

3.4.6.3 AMA Gütesiegel

Landwirte verpflichten sich bei der Teilnahme am AMA Gütesiegelprogramm bestimmte landwirtschaftliche Produktionsbestimmungen einzuhalten (LAMPERT et al, 2014). Bezogen auf die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm bedeutet das, dass die Verwendung bzw. Ausbringung von Klärschlamm sowie von daraus stammenden Produkten (Klärschlammkompost) für folgende landwirtschaftliche Bereiche verboten ist:

- Erdäpfel
- Gemüse
- Obst
- Rinder- und Kälbermast
- Schweinehaltung
- Schaf- und Ziegenhaltung
- Milch- und Milchprodukten

Die Ausbringung von Qualitätsklärschlammkompost der Qualitätsklasse A und kalkstabilisierter Klärschlamm (25% CaO in der TM), dessen Ausgangsmaterial zur Herstellung von Qualitätsklärschlammkompost der Qualitätsklasse A geeignet ist, ist bei Betrieben der Milchwirtschaft ausschließlich auf Ackerflächen bis Ende 2019 zulässig (AMA, 2014).

Ausnahmen gibt es zudem bei der Hühner- und Putenmast sowie der Legehennenhaltung. Hier ist die Ausbringung nicht verboten (LAMPERT et al, 2014).

3.4.6.4 RAPSO-Bestimmungen

Vertragsbauern, die Raps für den Hersteller von Rapsöl RAPSO anbauen, sind gemäß §9 der Produktionsbedingungen dazu verpflichtet keinen Klärschlamm oder Klärschlamm-Produkte für die gesamte Rapsfläche auszubringen (RAPSO, 2015).

3.4.6.5 Cross-Compliance 2015

Ab 2015 fällt die Klärschlammausbringung nicht mehr unter die die Cross Compliance-Vorschriften (CROSS COMPLIANCE, 2015).

3.4.6.6 BIO AUSTRIA

Gemäß der BIO AUSTRIA Richtlinien für Biobäuerinnen und Biobauern ist die Ausbringung von Klärschlamm- und Klärschlammkompost verboten (BIO AUSTRIA, 2010).

3.4.6.7 EU Bioverordnung

Der Einsatz von Klärschlamm oder kompostierten Klärschlämmen als Düngemittel oder Bodenverbesserer ist im biologischen Landbau nicht zugelassen (VO EG Nr. 834/2007) (LAMPERT et al, 2014).

3.4.6.8 Aktionsprogramm Nitrat 2012

Zulässige Aufbringungsmengen

Das Aktionsprogramm Nitrat 2012 regelt u. a. die für landwirtschaftliche Nutzflächen maximal erlaubten Aufbringungsmengen an jahreswirksamem Stickstoff. Die erlaubte Höchstmenge wird je nach angebaute Kultur und Ertragslage festgelegt (LAMPERT et al, 2014).

4. Aktuelle Situation in Österreich

4.1.1 Kläranlagen

Österreichs Kläranlagenstruktur ist geprägt durch viele Kläranlagen der Größenklasse 51-1.999 EW₆₀. 65,4 % der 1.842 weisen diese Ausbaugröße auf, jedoch beträgt der Anteil an der Gesamtausbaugröße nur 2,1 % (siehe Tabelle 33).

Tabelle 33: Vorhandene Ausbaukapazität der Kläranlagen für Österreich (Stand 31.12.2012) (ÜBERREITER et al, 2014)

Größenklasse [EW ₆₀]	Anzahl der Kläranlagen	Prozentualer Anteil an der Kläranlagenanzahl [%]	Ausbaukapazität [EW ₆₀]	Prozentualer Anteil an der Ausbaukapazität [%]
51 – 1.999	1.204	65,4	462.087	2,1
2.000 – 10.000	373	20,2	1.762.099	8,2
10.001- 15.000	45	2,4	572.675	2,6
15.001-150.000	202	11,0	8.887.740	41,1
> 150.000 ¹⁾	18	1	9.929.267	45,9
Summen	1.842	100	21.613.868	100

Anmerkung:
1) Berücksichtigung von drei großen Abwasserbehandlungsanlagen mit überwiegend industriellen Abwasseranfall.

4.1.2 Klärschlammaufkommen

Im Jahr 2012 fielen 266.306 t TS (Trockensubstanz) Klärschlamm in kommunalen Kläranlagen (> 50 EW₆₀) an. Abbildung 8 zeigt die Entwicklung der Anfallmenge im Zeitraum von 1995 bis 2012. In diesen Zeitraum stieg die zu entsorgende Klärschlammmenge um 42 % an. Der Anstieg ist auf Bevölkerungszuwachs (~8 %) und durch die Erhöhung des Anschlussgrades zurückzuführen (ÜBERREITER et al, 2014). Die Entwicklung der Einwohnerzahlen und der Anschlussgrade zeigt Tabelle 34.

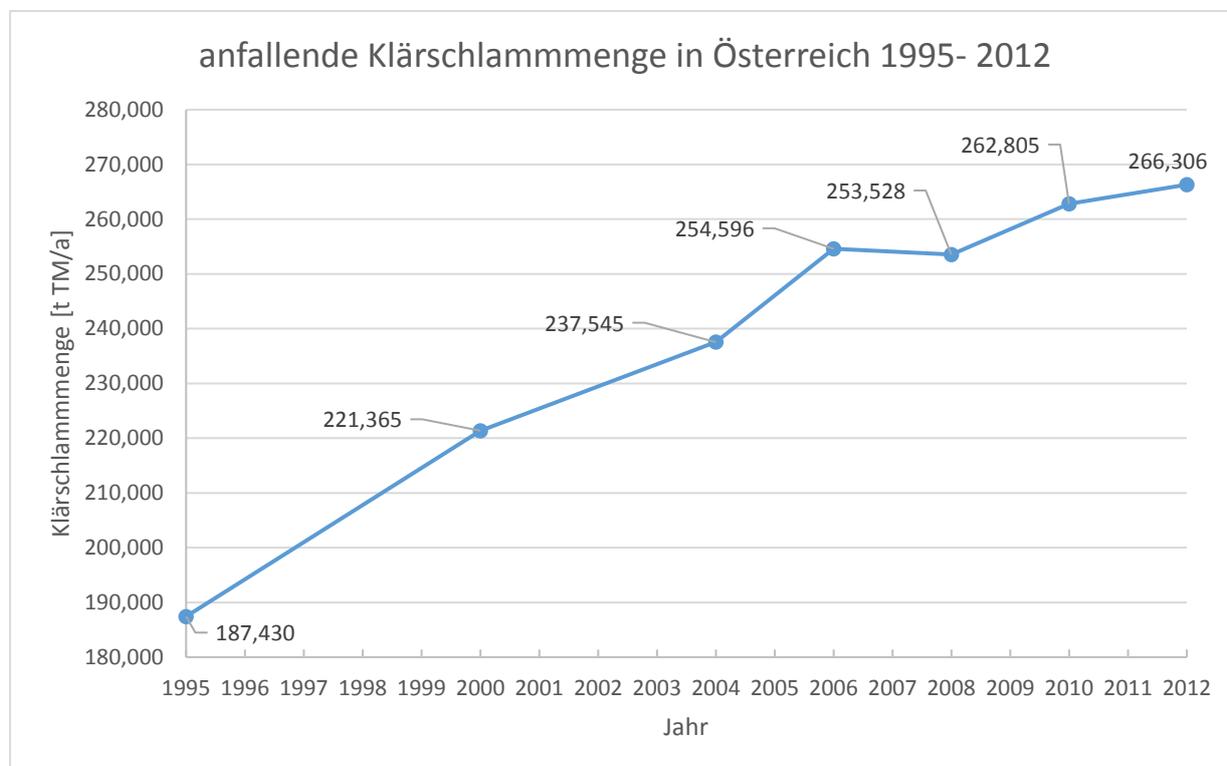


Abbildung 8: Entwicklung des Klärschlammaufkommens von 1995 bis 2012 in Österreich (eigene Darstellung)

Tabelle 34: Entwicklung des Anschlussgrades der Abwasserentsorgung und der Gesamtbevölkerung Österreichs (ÜBERREITER et al, 2014)

	1991	2001	2010	2012
Einwohner ¹⁾	7.808.097	8.065.465	8.404.252	8.451.860
Öffentliches Kanalnetz mit Anschluss an kommunale Kläranlage > 50 EW ₆₀ [%]	71	86	93,9	94,5
Hauskläranlage ²⁾ [%]	9,8	14	6,1	5,5
Senkgruben ²⁾ [%]	17,8			
Sonstige Entsorgung ²⁾ [%]	1,5			
¹⁾ Quelle: Statistik Austria ²⁾ Die Datenerfassung der Statistik Austria lässt seit dem Jahr 2000 keine Aufgliederung in Hauskläranlagen, Senkgruben und sonstige Entsorgung zu.				

4.1.3 Klärschlamm Entsorgung

Für die Erhebungen des Berichtes „Kommunales Abwasser - Österreichischer Bericht 2014“ (ÜBERREITER et al, 2014) wurde für das Referenzjahr 2012 ein Fragebogen ausgesendet. Die verschiedenen Möglichkeiten der Klärschlamm Entsorgung und -verwertung wurden in vier Kategorien unterteilt. Diese lauten wie folgt:

1. Verwertung in der Landwirtschaft
2. Deponierung
3. Verbrennung
4. sonstige Verwertung

Der Entsorgungspfad „sonstige Verwertung“ umfasst u. a. die Bereiche Kompostierung, Landschaftsbau, Zwischenlagerung, Bauzuschlagstoff und Kleinmengenabgaben.

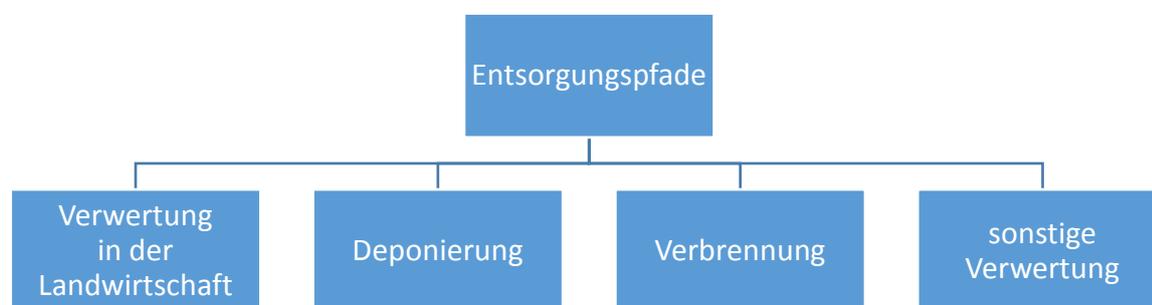


Abbildung 9: Kategorien der Klärschlamm Entsorgung und -Verwertung gemäß ÜBERREITER et al (2014)

Die längerfristige Entwicklung der unterschiedlichen Verwertungs- und Entsorgungspfade in Österreich zeigt Tabelle 35 und Abbildung 10.

Die Anteile an „Verwertung in der Landwirtschaft“ ist seit 1995 rückläufig. Während im Jahr 1995 noch 23 % des Klärschlamm aufkommens in der Landwirtschaft ausgebracht wurden, waren es im Jahr 2012 15 %. Der Anteil „Verbrennung“ ist im gleichen Zeitraum kontinuierlich angestiegen, während der deponierte Klärschlammanteil seit 1995 von 31 % auf 5 % kontinuierlich zurückgegangen ist. Bei der sonstigen Verwertung (Kompostierung) stiegen die Anteile bis zum Jahr 2008 auf ihren Höchststand von knappe 40% und reduzierte sich in den folgenden Jahren auf 28%.

Tabelle 35: Entwicklung des Klärschlammaufkommens und der -verwertung von 1995 bis 2012 für kommunale Kläranlagen

Jahr	Summe KS-Aufkommen		Verwertung in der Landwirtschaft		Deponie		Verbrennung		Sonstige Verwertung	
	[t TS]	[%]	[t TS]	[%]	[t TS]	[t TS]	[t TS]	[%]	[t TS]	[%]
2012	266.306	100	39.940	15	13.619	5	138.560	52	74.188	28
2010	262.805	100	44.358	17	20.837	8	114.571	43	83.039	32
2008	253.528	100	40.390	16	21.253	8	91.345	36	100.541	40
2006	254.596	100	39.480	16	24.914	10	98.272	39	91.930	36
2004	237.545	100	37.531	16	29.839	13	84.364	36	85.811	36
2000	221.365	100	37.322	17	41.670	19	69.344	31	73.030	33
1995	187.430	100	42.760	23	58.240	31	64.020	34	22.410	12

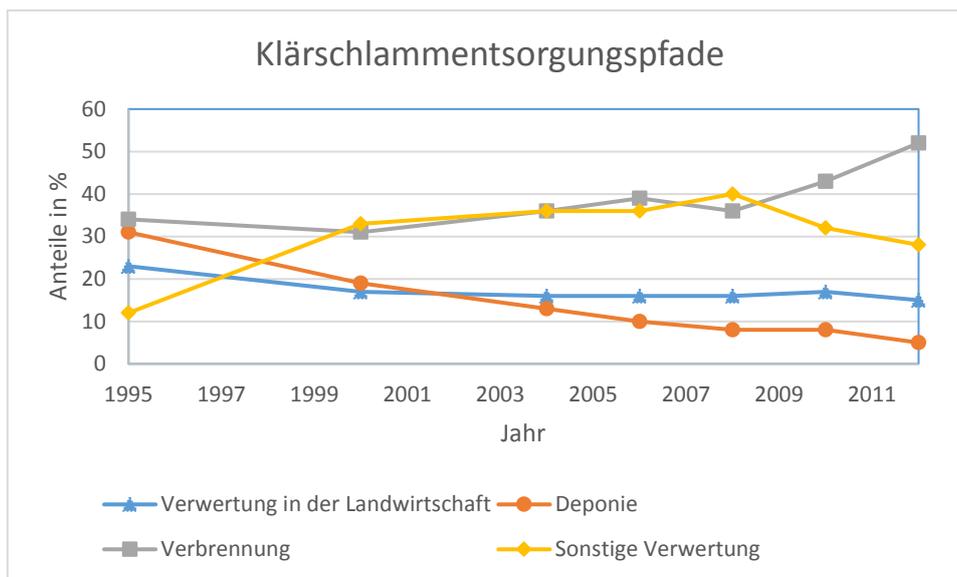


Abbildung 10: Anteile der Entsorgungspfade von 1995 bis 2012 in Österreich

Auf regionaler Ebene sind die Anteile der einzelnen Verwertungs- und Entsorgungspfade sehr unterschiedlich (vgl. Abbildung 11).

Der Anteil, der in der Landwirtschaft verwerteten Klärschlämme, ist in Kärnten, Steiermark und Vorarlberg relativ gering, während dieser im Burgenland und Niederösterreich einen großen Anteil besitzt. In Oberösterreich ist die Verwertung in der Landwirtschaft der wichtigste Entsorgungspfad 2013 gewesen. In Salzburg, Tirol und Wien ist die Verwertung in der Landwirtschaft verboten. Deponiert wurde 2013 in Burgenland, Niederösterreich, Oberösterreich, Steiermark und Tirol, wobei in Burgenland die Deponierung Anteilsmäßig stark vertreten ist. Die thermische Behandlung ist in Kärnten, Salzburg, Steiermark und Wien der wichtigste Entsorgungspfad, während in Vorarlberg verhältnismäßig wenig Klärschlamm thermisch behandelt wird, gibt es in Burgenland gar keine. Der Anteil der in „sonstige Behandlung“ verwerteten Klärschlämme ist in Niederösterreich, Tirol und Vorarlberg besonders hoch.

Genauere Verteilungen und Mengen für die Bundesländer kann der Tabelle 36 entnommen werden.

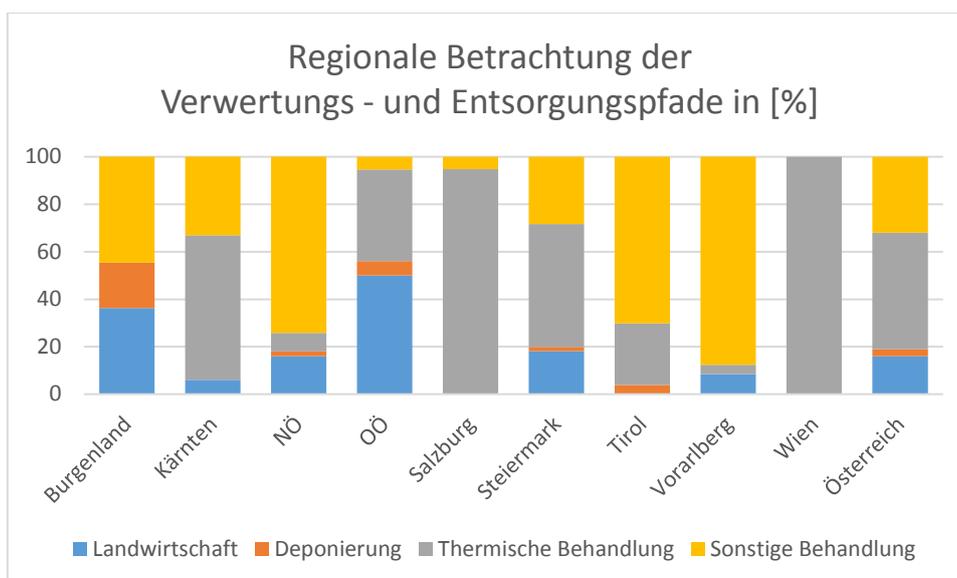


Abbildung 11: Regionale Aufteilung an Verwertungs- und Entsorgungspfaden

Tabelle 36: Kommunale Klärschlämme im Jahr 2013 (BMLFUW, 2015a) (eigene Ergänzungen)

Bundesland		Landwirtschaft	Deponierung	Thermische Behandlung	Sonstige Behandlung	Verwertung und Beseitigung gesamt
Burgenland	t TS/a	4.000	2.100	0	4.900	11.000
	%	36,36	19,09	0	44,54	100
Kärnten	t TS/a	800	0	8.100	4.400	13.300
	%	6,01	0	60,9	33,08	100
NÖ	t TS/a	8.000	1.000	3.900	37.000	49.900
	%	16,03	2,00	7,81	74,15	100
OÖ	t TS/a	19.900	2.400	15.400	2.100	39.800
	%	50	6,03	38,70	5,27	100
Salzburg	t TS/a	0	0	12.700	700	13.400
	%	0	0	94,78	5,22	100
Steiermark	t TS/a	4.300	400	12.300	6.700	23.700
	%	18,14	1,69	51,90	28,27	100
Tirol	t TS/a	0	600	4.000	10.800	15.400
	%	0	3,89	25,97	70,14	100
Vorarlberg	t TS/a	1.100	0	500	11.300	12.900
	%	8,52	0	3,87	87,59	100
Wien	t TS/a	0	0	61.600	0	61.600
	%	0	0	100	0	100
Gesamt	T TS/a	38.100	6.500	118.500	77.900	241.000
	%	16	3	49	32	100

4.1.4 Anlagen in Österreich

4.1.4.1 Mitverbrennung

In Österreich sind elf Anlagen zur Verbrennung von Siedlungsabfällen in Betrieb. Die jährliche Gesamtkapazität beträgt 2,5 Millionen Tonnen (BMLFUW, 2015b).

Tabelle 37: Anlagen zur thermischen Behandlung von Siedlungsabfällen im Jahr 2014 (BMLFUW, 2015b)

Nr.	Thermische Abfallbehandlung	Feuerung	Abfalleinsatz	Kapazitäten in t/a
1	Müllverbrennungsanlage Spittelau, Wien	Rost	Gemischter Siedlungsabfall	250.000
2	Müllverbrennungsanlage Flötzersteig, Wien	Rost	Gemischter Siedlungsabfall	200.000
3	Müllverbrennungsanlage Pfaffenu, Wien	Rost	Gemischter Siedlungsabfall	250.000
4	Müllverbrennungsanlage WAV, Wels	Rost	Gemischter Siedlungsabfall	300.000
5	Müllverbrennungsanlage Dürnstein, Zwentendorf	Rost	Gemischter Siedlungsabfall	525.000
6	Kärntner Restmüllverbrennung, Arnoldstein	Rost	Gemischter Siedlungsabfall	96.000
7	Müllverbrennungsanlage Zistersdorf	Rost	Gemischter Siedlungsabfall	130.000
8	Wirbelschichtofen 4 – Simmeringer Haide, Wien	Wirbelschicht	Heizwertreiche Fraktion, Klärschlamm	110.000
9	Reststoffverwertung Lenzing	Wirbelschicht	Heizwertreiche Fraktion, Klärschlamm	300.000
10	RHKW Linz	Wirbelschicht	Heizwertreiche Fraktion, Klärschlamm	255.00
11	Thermische Reststoffverwertung, Niklasdorf (ENAGES)	Wirbelschicht	Heizwertreiche Fraktion, Klärschlamm	100.000
Summe gerundet				2,5 Mio
Datengrundlage: EDM(Datenstand 2014)				

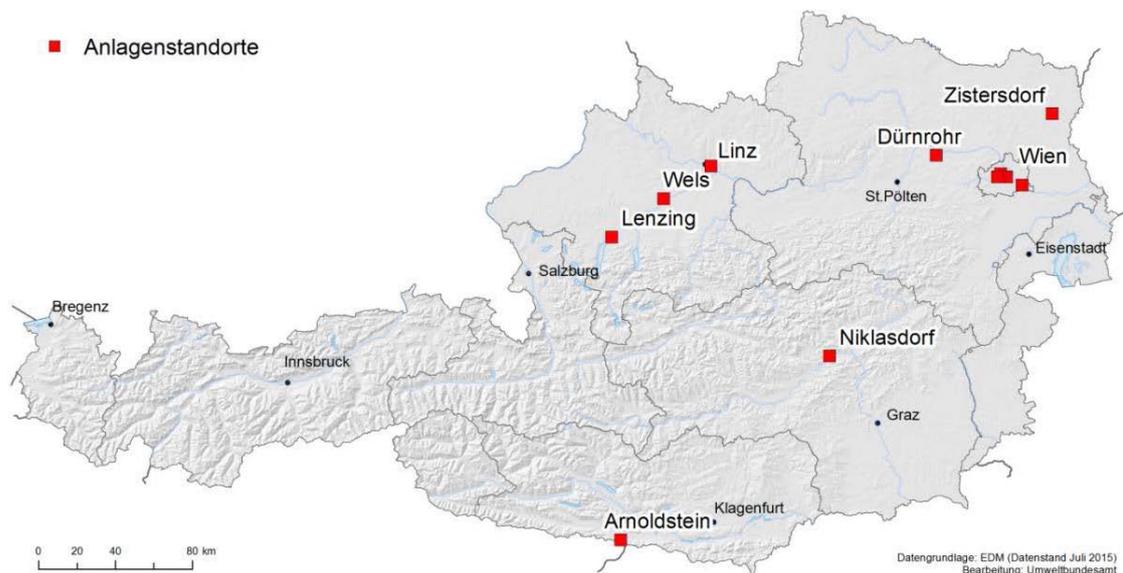


Abbildung 12: Im Jahr 2014 in Betrieb befindliche Verbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle (BMLFUW, 2015b)

4.1.4.2 Monoverbrennung

Die größten Anlagen in denen fast ausschließlich Klärschlamm verbrannt wird, sind die Wirbelschichtöfen 1 bis 3 (WSO 1 – 3) des Standortes Simmeringer Haide der Fernwärme Wien (OLIVA et al, 2009).

4.1.4.3 Kompostierung

Für die Kompostierung von getrennt gesammelter biogener Abfälle, Küchen- und Speiseabfälle sowie von kommunalen Abfällen aus dem Grünflächenbereich (Parkabfälle, Friedhofsabfälle und Straßenbegleitgrün) und von Klärschlämmen standen 2014 insgesamt 411 Anlagen mit einer Kapazität von mindestens 1,5 Millionen Tonnen pro Jahr zur Verfügung (BMLFUW, 2015b).

Tabelle 38: Kompostieranlagen im Jahr 2014 (BMLFUW, 2015b)

Bundesland	Anlagen	Mindestkapazitäten in t/a
Burgenland	8	56.860
Kärnten	19	56.300
Niederösterreich	81	518.690
Oberösterreich	160	297.105
Salzburg	12	82.470
Steiermark	73	186.285
Tirol	48	105.925
Vorarlberg	7	58.750
Wien	3	154.715
Österreich	411	1.517.100

Datengrundlage: EDM (Datenstand Juli 2015), ARGE Kompost & Biogas und Erhebungen des Umweltbundesamtes

4.1.4.4 Deponierung

Für die Deponierung von Reststoffen, Abfällen und Bodenaushub standen im Jahr 2014 939 Deponien mit einem freien Deponievolumen von 149,6 Mio. m³ zur Verfügung (BMLFUW, 2015b).

Tabelle 39: Aufgliederung der Deponien nach Deponieklassen und – unterklassen sowie freies Deponievolumen für das Jahr 2014 (BMLFUW, 2015b)

Deponietypen	Anzahl der 2013 meldenden Deponie	Anzahl der 2014 meldenden Deponie	Freies Deponievolumen 2014 in Mio. m ³
Bodenaushubdeponie	722	747	87,6
Inertdeponie	36	35	5,8
Deponie für nicht gefährliche Abfälle:			
Baurestmassendeponie	83	80	12,7
Reststoffdeponie	45	47	33,3
Massenabfalldeponie	31	30	10,2
Nicht zuordenbare Deponien	5	0	0
Gesamt	922	939	149,6

Datengrundlage: Auswertungen aus eBilanzen (Datenstand Juli 2015)

4.1.4.5 Mechanisch-biologische Abfallbehandlung

Zur mechanisch-biologischen Abfallbehandlung von Siedlungsabfällen und anderen Abfällen standen zu Jahresbeginn 2014 14 Anlagen mit einer Kapazität von 661.450 Tonnen in Betrieb (siehe Tabelle 40). Von den rund 413.121 Tonnen Abfälle, die 2014 in mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen verarbeitet wurden, betrug der Anteil von „aerob stabilisierten Schlamm“ 4 %.

Tabelle 40: Mechanisch-biologische Behandlungsanlagen im Jahr 2014 (BMLFUW, 2015b)

Bundesland	Standort	Genehmigte MBA Kapazität in Tonnen	MBA Kapazität in Tonnen nach aktuellem Betriebs-konzept bzw. Ausbaustufe
Burgenland	Oberpullendorf	82.000	82.000
Niederösterreich	Fischamend	27.000	27.000
Niederösterreich	St. Pölten	88.000	88.000
Niederösterreich	Steinthal*	10.000	10.000
Niederösterreich	Wiener Neustadt	24.000	Ruhend
Salzburg	Bergheim – Siggerwiesen	140.000	140.000
Salzburg	Zell am See	40.000	Ruhend
Steiermark	Aich-Assach	15.250	15.250
Steiermark	Frohnleiten	93.700	93.700
Steiermark	Halbenrain	80.000	80.000
Steiermark	Hartberg	4.500	4.500
Steiermark	Liezen	25.000	25.000
Tirol	Kufstein	15.000	15.000
Tirol	Lavant	17.000	17.000
Gesamt		661.450	551.450

4.1.4.6 Landwirtschaftliche Verwertung

Grundsätzlich ist die Aufbringung von Klärschlamm in Salzburg, Tirol und Wien verboten. Addiert man die Flächen für Ackerland und Dauergrünland der sechs verbleibenden Bundesländer als potenzielle Flächen für Klärschlammausbringung, ergeben sich rund 2,2 Mio. ha (siehe Tabelle 41). Dies wäre somit ein oberer Rahmen für die Fläche, die zur Klärschlammausbringung in Österreich zur Verfügung steht (ÜBERREITER, 2016).

Tabelle 41: Fläche, die zur Klärschlammausbringung zur Verfügung steht (BMLFUW, 2015e)

Bundesland	Ackerland und Dauergrünland 2013 [ha]
Burgenland	168.161
Kärnten	219.930
Niederösterreich	876.079
Oberösterreich	515.757
Steiermark	359.472
Vorarlberg	77.677
Gesamt	2.217.076

5. Aktuelle und künftige Klärschlamm Entsorgungs- und -verwertungspfade

Zu aktuellen Entsorgungs- und Verwertungspfaden gehören:

- landwirtschaftliche Verwertung
- Deponierung
- Monoverbrennung
- Mitverbrennung
- Kompostierung
- mechanisch-biologische Abfallbehandlung (MBA)

Neben diesen oben genannten Pfaden gibt es eine Vielzahl an weiteren Verfahren die sich noch im Entwicklungsstadium befinden oder bisher nur in sehr geringer Zahl großtechnisch umgesetzt wurden (HERMANN & GOLDAU, 2004; WIECHMANN et al, 2013; FRANCK, 2015; BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ, 2016).

Zu diesen Verfahren gehören u.a.:

- Vergasungsverfahren
- Pyrolyseverfahren
- Nassoxidation
- hydrothermale Carbonisierung
- Hydrolyse
- Niedertemperaturkonvertierung (Pyrolyse 420 °C bis 450 °C)
- Plasmaverfahren

Zur besseren Übersicht werden die Entsorgungs- und Verwertungspfade in vier unterschiedliche Kategorien unterteilt. Die Unterteilung orientiert sich an der Nomenklatur des Statusberichtes „Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich – Statusbericht 2015“ (BMLFUW, 2015b) und lauten wie folgt:

- Landwirtschaft
- thermische Behandlung
- Deponierung
- sonstige Behandlung

Abbildung 13 zeigt die Zuordnung der einzelnen Verfahren zu den übergeordneten Kategorien. In den folgenden Kapiteln wird ausführlicher auf Allgemeines, Verfahrensprinzip, verwendete Apparate, anfallende Rückstände und auf die Vor- und Nachteile aktueller und künftiger Entsorgungs- und Verwertungspfade eingegangen.

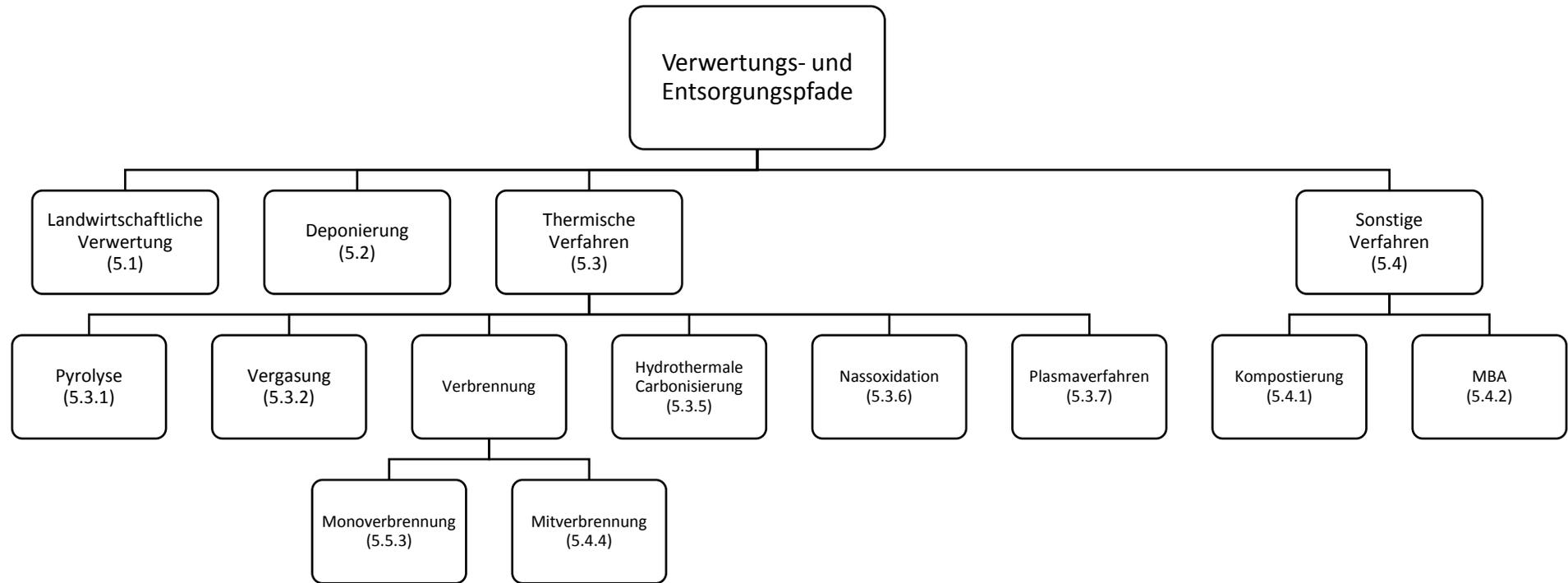


Abbildung 13: Übersicht der Verwertungs- und Entsorgungsverfahren

5.1 Verwertung in der Landwirtschaft

5.1.1 Allgemeines

Klärschlämme sind Nährstoff- und Schadstoffsenken, deren Inhaltsstoffe bei einer landwirtschaftlichen Verwertung im Boden wieder freigesetzt werden. Eignet sich der Boden im Hinblick auf seine physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften, so darf Klärschlamm auf landwirtschaftlich genutzte Flächen aufgebracht werden (KLAGHOFER & MÜLLER, 2003).

In vielen Fällen kann die Anwendung von Klärschlamm in Kombination mit einer abgestimmten Ergänzungsdüngung entsprechend den „Richtlinien für die sachgerechte Düngung“ (BMLFUW, 2006) die Ansprüche der Landwirte bezüglich Ertrag und Qualität der Feldfrüchte erfüllen und führt zudem zu Einsparungen bei Düngungskosten (ZESSNER & AICHBERGER, 2003). Klärschlamm an sich ist ohne Vorbehandlung seuchenhygienisch bedenklich (THOMÉ-KOZMIENSKY, 1998).

Für eine Nachhaltige landwirtschaftliche Bodennutzung ist eine Nähr- und Schadstoffbilanzierung sowie eine Beachtung der Humusbilanz erforderlich (KLAGHOFER & MÜLLER, 2003).

Aufgrund der unterschiedlichen Gesetzgebungen der Länder und Vorschriften durch Gütesiegeln werden verschiedene Voraussetzungen an Klärschlamm und Böden gesetzt (vgl. Kapitel 3.4.1).

5.1.2 Verfahrensprinzip

Die Art und Weise der Ausbringung richtet sich nach:

- den physikalischen Eigenschaften des Klärschlammes (flüssig, pastös, stichfest, trocken),
- der Art der Zwischenlagerung (in Behältern, Trockenbeeten oder als Schüttgut),
- der Entfernung von Kläranlage zum Abnehmer,
- den Transportmöglichkeiten (zulässige Gesamtgewichte von Fahrzeugen, Feldwege und Witterungsverhältnisse) und
- der Lage der Ausbringungsfläche (ATV, 1996).

5.1.3 Apparate

Damit keine etwaigen Nachteile entstehen, sollte die angewandte Technik in der Lage sein, den auszubringenden Klärschlamm gleichmäßig zu verteilen und um weitere Kosten zu vermeiden, sollte man auf bestehende Apparaturen aus der Landwirtschaft bzw. der Kommunalwirtschaft zurückgreifen (ATV, 1996).

Für den Transport können entweder Transportfahrzeuge oder ortsfeste Leitungen und Pumpanlagen verwendet werden. Werden Fahrzeuge eingesetzt, ist das Klärschlammvolumen mit Hilfe von Entwässerung bzw. Trocknung zu reduzieren, um die Anzahl der Fahrten auf ein Minimum zu reduzieren. Ortsfeste Leitungen und Pumpanlagen sind nur dann sinnvoll, wenn auch z.B.: eine Beregnungsanlage auf diesen Flächen eingesetzt wird. Für flüssige Klärschlämme eignen sich sowohl alle Gülletransport- und -verteilereinrichtungen der Landwirtschaft, als auch entsprechende Verregnungsanlagen. Bei stichfesten und getrockneten Schlamm können u.a. Spezialstreuer verwendet werden, um die erforderliche Dosier- und Verteilgenauigkeit zu erreichen. Im ausreichend getrockneten Zustand kann auch ein Kalkgroßstreuer verwendet werden (ATV, 1996).

5.1.4 Rückstände

Die Rückstände entsprechen der Zusammensetzung des ausgebrachten Klärschlammes (vgl. Tabelle 6).

5.1.5 Vor- und Nachteile

Vorteile:

OLIVA et al (2009):

- Klärschlamm ist reich an Stickstoff, Phosphat und organischer Substanz.
- Der organische Anteil des Klärschlammes wirkt sich positiv auf den Humusgehalt des Bodens aus, insbesondere bei viehloser Landwirtschaft.
- Der Verbrauch von mineralischem Phosphordünger kann verringert werden.
- Kurze Transportwege und geringer Energieaufwand führen zu geringeren Entsorgungskosten.
- Großes Flächenpotential

Nachteile:

Nachteilig ist, dass Klärschlamm eine Schadstoffsenske für unerwünschte Abwasserinhaltsstoffe aus Haushalten, Gewerbe und diffusen Quellen darstellt. Werden diese auf Felder aufgebracht, können sich die Schadstoffe im Boden anreichern, von Pflanzen aufgenommen, mit dem Sickerwasser in das Grundwasser gelangen oder durch Oberflächenabfluss direkt in Gewässer eingetragen werden (WIECHMANN et al, 2013). Zudem stellen Stoffe die einer dynamischen Entwicklung unterliegen (z.B.: Medikamente), ein unüberschaubares Risiko dar (ÖWAV, 2014).

5.2 Deponierung

5.2.1 Allgemeines

Die Deponierung von unbehandeltem Klärschlamm ist aus ökologischen Gründen abzulehnen. Aufgrund des hohen Anteils an organischer Substanz kommt es durch biologische Abbauprozesse zu vermehrter Bildung von Sickerwasseremissionen und Gas im Deponiekörper sowie zur Mobilisierung allenfalls enthaltener Schwermetalle (OLIVA et al, 2009).

Gemäß Deponieverordnung § 7 Absatz 7 ist die obertägige Deponierung von Abfällen, deren Anteil an organischem Kohlenstoff (TOC) mehr als 5 Masse-% beträgt, bzw. deren Brennwert über 6.600 kJ/kg liegt verboten. Da durch die alleinige Entwässerung des Klärschlammes der geforderte TOC-Gehalt nicht erreicht werden kann, ist eine Vorbehandlung, etwa durch Verbrennung bzw. mechanisch-biologische Vorbehandlung, erforderlich (ZESSNER, 2002).

5.3 Thermische Behandlung

5.3.1 Pyrolyse

5.3.1.1 Allgemeines

Als Pyrolyse bezeichnet man die thermische Zersetzung brennbarer (organischer) Stoffe ohne Sauerstoffzufuhr ($\lambda = 0$) von außen. In Abhängigkeit von der Temperatur finden nacheinander Trocknungs-, Verdampfungs-, Entgasungs- und chemische Spaltprozesse statt (SCHOLZ et al, 2001). Als Restprodukte verbleiben hauptsächlich Schwelgas, Öl und Schlacke oder Koks übrig (BAHRS, 1984 zit. bei ATV, 1996). Je nach gewählten Prozessbedingungen und Anlagenform ist das Ziel der Pyrolyse die Erzeugung flüssiger oder fester Sekundärenergieträger (vgl. Tabelle 42). Tabelle 43 zeigt den Vergleich der physikalisch-chemischen Eigenschaften von flüssigen Sekundärenergieträger (Pyrolyseöl) und Erdölprodukten (MEIER, 2009). Je nach Prozesstemperatur wird Pyrolyse in folgende Verfahren unterschieden:

- Niedertemperaturkonvertierung ($T < 500 \text{ °C}$)
- Mitteltemperaturpyrolyse ($500 \text{ °C} < T < 800 \text{ °C}$)
- Hochtemperaturpyrolyse ($> 800 \text{ °C}$) (QUICKER, 2015).

5.3.1.2 Verfahrensprinzip

Es wird getrockneter Klärschlamm (90 % - 95 % TS) als alleiniges Ausgangsmaterial oder entwässertes Klärschlamm (30 % – 40 % TS) zu 10 bis 20 Gew.-% in Anlagen zur Hausmüllentgasung entgast. Der Pyrolyseprozess wird in folgende nacheinander ablaufende Phasen unterteilt (MÜLLER, 1989, zit. bei THOMÉ-KOZMIENSKY, 1998):

(1) Trocknung

Das Ausgangsmaterial wird bei Temperaturen bis zu 200 °C unter Entstehung von Wasserdampf durch physikalische Wasserabspaltung getrocknet.

(2) Verschmelzung

Die Verschmelzung läuft bei 200 °C bis 500 °C ab. Seitengruppen höhermolekularer organischer Substanzen werden abgespalten. Makromolekulare Gerüststrukturen werden zu Gasen, flüssigen Verbindungen und festem Kohlenstoff abgebaut.

(3) Gasbildung

Die bei der Verschmelzung entstehenden Produkte werden in der Gasphase bei Temperaturen zwischen 500 °C und 1.200 °C weiter aufgespalten. Aus dem festen Kohlenstoff und aus den flüssigen organischen Produkten entstehen die stabilen H₂, CO, CO₂ und CH₄.

5.3.1.3 Apparate

Die Europäische Union (EU) fördert seit einigen Jahren Forschungsvorhaben zur energetischen Nutzung nachwachsender Rohstoffe und dabei erwies sich die Flash-Pyrolyse als ein interessantes Verfahren (GERDES, 2001). Um die Randbedingungen der Flash-Pyrolyse technisch zu realisieren, erfordert es spezielle Reaktoren, die eine schnelle und gute Wärmeübertragung sowie einen effektiven Stofftransport ermöglichen. Folgende Reaktoren erfüllen diese Randbedingungen (MEIER, 2009):

- Reaktor mit stationärer Wirbelschicht
- Reaktor mit zirkulierender Wirbelschicht
- Reaktoren mit ablativer Wirkung
- Reaktor unter Vakuum
- Doppelschnecke

Zu den zwei wichtigsten einsetzbaren Verfahren der Flash-Pyrolyse gehören die Reaktoren der Wirbelschichttechnik (GERDES, 2001).

5.3.1.4 Rückstände

Grundsätzlich entstehen bei der Pyrolyse feste Rückstände (Pyrolysekoks), flüssige Komponenten (Pyrolyseöl und Produktwasser) und gasförmige Komponenten (Pyrolysegas). Die Produktzusammensetzung und die physikalisch-chemischen Eigenschaften sind abhängig von der Art des Rohstoffes, der Betriebsweise und der Pyrolyseform. In Tabelle 42 können die Masseverteilungen bei unterschiedlichen Temperaturen entnommen werden. Tabelle 43 zeigt einen Vergleich von physikalisch-chemische Eigenschaften von Pyrolyseöl mit leichtem und schwerem Heizöl.

Tabelle 42: Produktzusammensetzung bei der Klärschlamm pyrolyse in Abhängigkeit von der Pyrolyse-Endtemperatur (Quelle: KAMINSKY et. Al 1989) (THOMÉ-KOZMIENSKY, 1998)

Temperatur [°C]	Pyrolysegas [%]	Gesamtöl [%]	Produktwasser [%]	Feste Rückstände [%]
300 – 400	5 – 15	10 – 30	5 – 15	40 – 70
620	24	42	13	21
690	32	36	11	21
750	44	23	9	24
770	59	12	8	21
830	77	2	5	16

Tabelle 43: Physikalisch-chemische Eigenschaften von Flash-Pyrolyseölen und Erdölprodukten (MEIER, 2009)

		Pyrolyseöl	Leichtes Heizöl	Schweres Heizöl
Wassergehalt	Gew.- %	15-30	0,025	Max. 7
pH		2,0 – 3,5		
Dichte	g/cm ³	1,1 – 1,3	0,83	0,9 – 1,02
Heizwert	MJ/kg	16 – 19	42,8	Ca. 40
Kohlenstoffanteil	Gew.- %	32 – 49	90	90
Wasserstoffanteil	Gew.- %	6 – 8	10	10
Sauerstoffanteil	Gew.- %	44 – 60	0,01	0,01
Schwefelanteil	Gew.- %	0,0 – 0,6	0,18	1,0
Feststoffanteil	Gew.- %	0,01 – 1	0	0

5.3.1.5 Vor- und Nachteile

Vorteile

EMIS (2015):

- Giftige Komponenten werden durch die hohen Temperaturen abgebaut.
- Durch die Nutzung der erzeugten Gase kann die Zufuhr von Brennstoffen begrenzt werden.

EMRC (2010):

- Es werden die Treibhausgasemissionen und das Abfallvolumen auf Deponien reduziert.
- Die Pyrolyse ist eine kommerziell erprobte Technologie und erzeugt ein marktfähiges Produkt (Strom).
- Es besteht ein geringes Risiko der Wasserverschmutzung und ermöglicht eine hohe Rückgewinnungsrate von Ressourcen.

FRIENDS OF THE EARTH (2002); FORTUNA, CORNACCHIA, MINCARINI & SAHRM (1997) zit. bei CARUSO et al (o.J.):

- Erzeugte Produkte können Kohle und Erdgas substituieren und sind vielfältig anwendbar.
- Der modulare Aufbau der Pyrolyseanlage ermöglicht eine flexible und einfache Handhabung.
- Die Pyrolyse kann in Kraft-Wärme-Kopplung-Anlagen einfach realisiert werden.

PYTLAR (2010):

- Anlagen in dezentraler Lage können realisiert werden und erfordern nur einen geringen Platzbedarf.
- Bei der Pyrolyse werden geringere Luft- und Geruchsemissionen als bei der Verbrennung von Biomasse-Abfällen erzeugt.

INGUANZO (2001):

- Schwermetalle in den Reststoffen sind relativ resistent auf natürliche Auslaugung.
- Es entstehen Gase und Öle mit einem hohen Energiewert, der als potentieller Brennstoff verwendet werden kann.
- Es werden keine Dioxine erzeugt.

LAM & CHASE (2012):

- Energie- und Inhaltsstoffe können rückgewonnen werden.

QUICKER et al (2014):

- Pyrolyseöl und Gas kann effizienter in direkten Kraftmaschinen eingesetzt werden (Gasturbinen, Verbrennungsmotoren).
- Metalle können einfacher und mit höheren Gehalt aus Pyrolysekoks zurückgewonnen werden.

Nachteile:

EMIS (2015):

- Pyrolyseverfahren verursachen höhere Betriebs- und Investitionskosten.
- Luftreinigung ist notwendig.

EMRC (2010):

- Märkte für Pyrolysekoks und Pyrolyseöl müssen noch entwickelt werden.

INGUANZO (2001):

- Es fallen mehr Rückstände als bei Verbrennung an.
- Erzeugte Gase können schädliche Verbindungen enthalten.
- Die Technologie für die Pyrolyse ist im Vergleich zur Verbrennung weniger entwickelt.

DWA-M 386:

- Im Vergleich zu Regelbrennstoff besitzt unvollständig ausgerannter Pyrolysekoks, Pyrolyseöl und Synthesegas eine hohe Schadstoffbelastung.
- Die große Varianz der Eigenschaften von Pyrolysekoks, Pyrolyseöl und Synthesegas erschwert die Handhabung.

GRECH (2009):

- Pyrolyseverfahren zeigen gegenüber erprobte Verbrennungstechnologien wie die Rost- und Wirbelschichtfeuerung deutliche Nachteile.

QUICKER et al (2014):

- Reaktoren und Prozessmanagement erfordern in der Regel eine gute Vorbereitung mit entsprechend hohen Vorbehandlungskosten.
- Gasförmige Pyrolyseprodukte enthalten hohe Konzentrationen von Teeren, die die energetische Nutzung erschweren.
- Die geringe Qualität des Pyrolysekokes erschwert die Vermarktung.

5.3.2 Vergasung

5.3.2.1 Allgemeines

Die Vergasung findet unter unterstöchiometrischen Bedingungen bei Temperaturen bis etwa 1.500 °C statt. Es ist wie die Pyrolyse ein eigenständiges Verfahren als auch ein Teilprozess der Verbrennung (THOMÉ-KOZMIENSKY, 1998). Die chemisch gebundene Energie eines Brennstoffes wird unter Beigabe eines Vergasungsmittels (Dampf, Sauerstoff, Luft) in gasförmigen Brennstoff, Teer und feste Rückstände umgewandelt (SCHOLZ et al, 2001). Der Sauerstoff entstammt bei der Vergasung nicht dem Brennstoff (THOMÉ-KOZMIENSKY, 1998). Das Vergasungsmittel dient im Wesentlichen dazu, den im Brennstoff gebundenen Kohlenstoff in ein Gas überzuführen. Die für die Vergasung benötigte Energie stammt aus der simultan ablaufenden Verbrennung einer Teilmenge des organischen Materials (BÖHMER et al, 2001). Die im Produktgas gespeicherte Energie kann als

- thermische Energie in Form von Kälte, Heißwasser oder Dampf,
- elektrische Energie oder
- Treibstoff verwendet werden (FISCHER, 2009).

5.3.2.2 Verfahrensprinzip

Bei der Klärschlammvergasung laufen verschiedene physikalisch-chemische Prozesse ab. In Abhängigkeit von der Bauart des Reaktors, der Prozessführung und ggf. den zusätzlich eingesetzten Katalysatoren sind die zeitliche und räumliche Zuordnung der Reaktionen unterschiedlich. Grundsätzlich lassen sich die Prozesse der Vergasung in folgende Phasen aufteilen (FISCHER, 2009):

(1) Aufheizung und Trocknung:

Der Klärschlamm wird in dieser Phase aufgeheizt und der verbliebene Wasseranteil verdampft bei Temperaturen von bis zu 200 °C.

(2) Pyrolytische Zersetzung

Bei Temperaturen zwischen 150 °C und 500 °C erfolgt die pyrolytische Zersetzung der Makromoleküle. Es entstehen gasförmige Kohlenwasserstoffverbindungen, Pyrolyse-Öle und Pyrolysekoks.

(3) Oxidation

Die entstandenen gasförmigen, flüssigen und festen Produkte werden bei der Oxidation durch weitere Wärmeeinwirkung zur Reaktion mit Sauerstoff gebracht. Dies hat eine Erhöhung der Temperatur auf über 500 °C zur Folge. Der Koks und ein Teil der höheren Kohlenwasserstoffverbindungen werden in kleinere gasförmige Moleküle (CO, H₂, H₂O, CO₂ und CH₄) gespalten und es kommt partiell zu einer Verbrennung von Kohlenstoff.

(4) Reduktion

Der Hauptteil der brennbaren Bestandteile des Produktgases wird bei der Reduktion gebildet. Die in der Oxidationsphase entstehenden Verbrennungsprodukte Kohlenstoffdioxid (CO₂) und Wasser (H₂O) werden mit festem Kohlenstoff zu Kohlenstoffmonoxid (CO) und Wasserstoff (H₂) reduziert.

5.3.2.3 Apparate

Im Hinblick auf die zu vergasende Stoffe bzw. die gewünschte Gasqualität zeigen alle in der Vergangenheit entwickelten Vergasertypen bestimmte Vor- und Nachteile. Die Unterteilung der Vergasertypen in Festbett-, Wirbelschicht- und Flugstromvergaser hat sich in der Praxis und in der Literatur weitgehend durchgesetzt (HOFBAUER et al. 2009). Abbildung 14 zeigt einen Überblick über die Grundprinzipien.

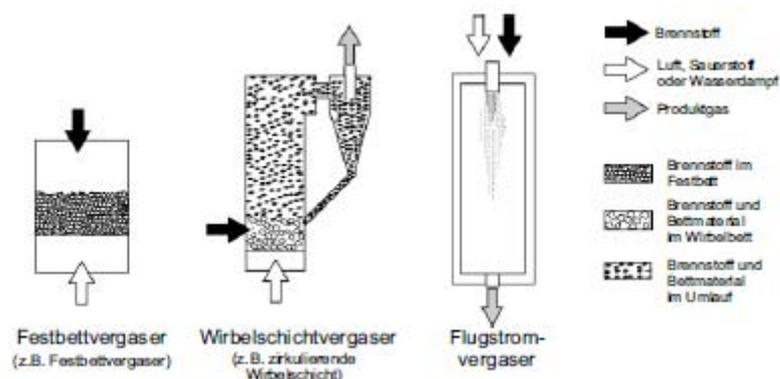


Abbildung 14: Schematische Darstellung verschiedener Vergasungssysteme hinsichtlich des fluid-dynamischen Verhaltens des Feststoffes und Gases (HOFBAUER et al. 2009)

5.3.2.4 Rückstände

In Abhängigkeit des verwendeten Vergasungsmittels entstehen neben spezifischen Produktgasen (vergleiche Tabelle 44 und Tabelle 45) unterschiedlicher Zusammensetzungen weiters höhermolekulare Kohlenwasserstoffverbindungen (Teer), Flugstaub und feste Rückstände (SCHOLZ et al, 2001). Zusätzlich enthält das Rohgas je nach Vergasertyp, Vergasungsbedingungen und Klärschlammzusammensetzung unterschiedliche Mengen an groben und feinen Partikeln, Alkalien, Schwefel-, Halogen- und Stickstoffverbindungen sowie ggf. an Schwermetalle (HOFBAUER et al. 2009).

Für die weitere Nutzung des erzeugten Produktgases steht eine Vielzahl marktreifer Technologien zur Verfügung. Eine Übersicht möglicher Nutzungswege sind in Abbildung 15 dargestellt (FISCHER, 2009).

Tabelle 44: Überblick über mögliche Vergasungsmittel und ihre Produktgase (HOFBAUER et al. 2009)

Ausgangsmaterial	Vergasungsmittel	Produktgas
Kohlenstoff (C)	Sauerstoff ($\frac{1}{2} O_2$)	CO
Kohlenstoff (C)	Wasserdampf (H_2O)	CO + H_2
Kohlenstoff (C)	Kohlendioxid (CO_2)	2 CO
Kohlenstoff (C)	Wasserstoff ($2 H_2$)	CH_4
Kohlenstoff (C)	Luft (21 % O_2 , 79 % N_2)	CO + N_2

Tabelle 45: Klassifizierung der gasförmigen Vergasungsprodukte (THOMÉ-KOZMIENSKY, 1998)

Unterscheidung nach dem Heizwert		
Gasart	Schwachgas	Starkgas
Heizwert [kJ/Nm^3]	< 12.500	> 12.500
Unterscheidung nach der Zusammensetzung und dem Vergasungsmittel		
Gasart	Generatorgas	Wassergas
CO	21 – 30 %	40 %
H_2	11 – 18 %	50 %
CO_2	5 – 11 %	5 %
N_2	47 – 56 %	4 %
H_2O	–	1 %
H_u [kJ/Nm^3]	5.040	12.600
Vergasungsmittel	Luft	Wasserdampf

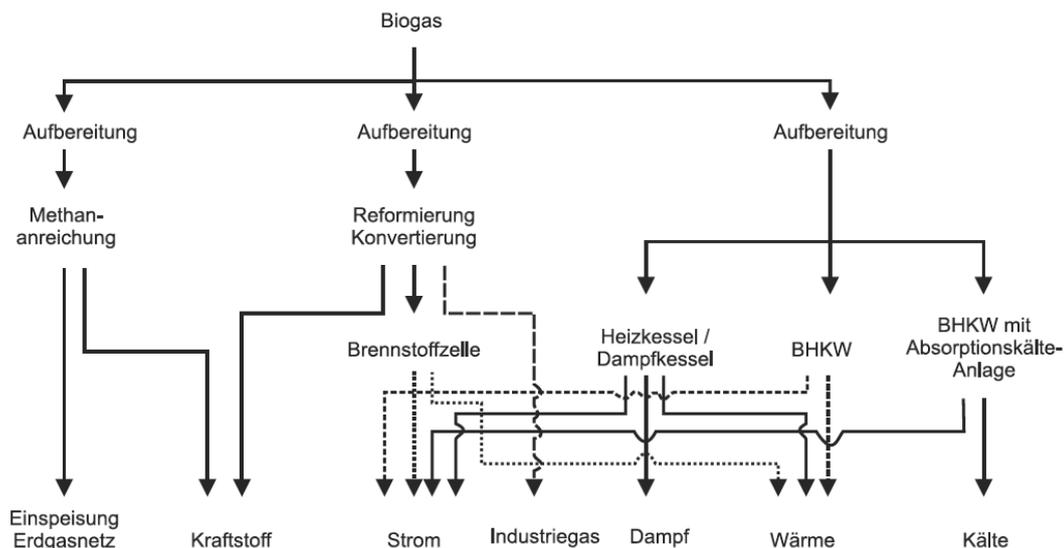


Abbildung 15: Möglichkeiten der Biogasnutzung (FISCHER, 2009)

5.3.2.5 Vor- und Nachteile

Vorteile

THOMÉ-KOZMIENSKY (1998):

- Mit der Erzeugung von Synthesegas wird das Abgasvolumen bis um den Faktor 10 verringert durch:
 - Einsatz von reinem Sauerstoff
 - Umsetzung des Kohlenstoffs zu CO statt CO₂
 - hohe Betriebsdrücke (bei einigen Verfahren)
- Wegen der hohen Temperaturen im Reaktor fallen die festen Rückstände als Schmelzgranulat an, das verwertet werden kann.
- Dioxine und Furane können nur in geringem Umfang neugebildet werden.
- Durch die hohe Energiedichte in den Vergasungsreaktoren – bei Druckvergasung 10 – 15 MW/m³ Reaktionsraum – können diese Aggregate sehr klein und kompakt ausgeführt werden. Sie sind in ihrer Dimensionierung mit herkömmlichen Verbrennungsöfen nicht zu vergleichen.
- Das Synthesegas kann zur Stromerzeugung genutzt oder als Rohstoff, z.B. für die Methanolsynthese, eingesetzt werden.

QUICKER et al (2014):

- Höherer elektrischer Wirkungsgrad wird durch den Einsatz von Gasen in Verbrennungsmotoren erreicht.
- Im Vergleich zur Verbrennung entstehen geringere Emissionen.
- Verglasung der Schlacke senkt den Eluatgehalt.

Nachteile

THOMÉ-KOZMIENSKY (1998):

- Sauerstoff – ggf. in einer eigenen Anlage mit Energie erzeugt – muss bei einigen Verfahren an Stelle von Luft eingesetzt werden.
- Die Wäscherabwässer müssen wegen Schadstoffen wie H₂S, NH₃, COS und HCN aufwendiger als nach der Verbrennung gereinigt werden.
- Die Abgaswärme kann nicht immer genutzt werden.
- Bei einigen Verfahren sind aufwendige Aufbereitungen – Mahlung, Brikettierung oder Entgasung – notwendig.

QUICKER et al (2014):

- Vergasungsanlage verursachen hohe Wartungskosten.
- Der hohe Gehalt an Teer und Staub erschwert die Verwendung der Brenngase in Verbrennungsmotoren.

5.3.3 Monoverbrennung

5.3.3.1 Allgemeines

Unter Monoverbrennung versteht man, dass ausschließlich ein bestimmter Brennstoff verbrannt (z. B. Klärschlamm, Kohle in Kraftwerken) wird. Zur Prozesssteuerung bzw. -optimierung können andere Stoffe zugeführt werden (z.B. Stützbrennstoff) (DWA-M 386).

Ziel der Monoverbrennung ist es, Klärschlamm möglichst ohne Zugabe von Zusatzbrennstoffen (z.B. Erdgas) zu verbrennen. Eine selbstgängige Verbrennung kann gewährleistet werden, wenn der Trockensubstanzgehalt des Faulschlammes mindestens 45% und bei Verwendung von Rohschlamm mindestens 28-30% beträgt (BÖHMER et al, 2001). Es wird darauf hingewiesen, organische Konditionierungsmittel bei der Konditionierung zu verwenden, da anorganische die anfallenden Rückstände (Asche) deutlich erhöhen (DWA-M 386).

Durch die Verbrennung des organischen Anteils werden die im Klärschlamm enthaltene Phosphor und Schwermetalle in der anfallenden Asche aufkonzentriert. Klärschlammaschen weisen hohe Phosphorkonzentrationen von 10 % bis 18 % P_2O_5 auf (DWA-M 386). Einen Überblick möglicher Verfahren zur P-Rückgewinnung ist der Tabelle 8 bzw. dem Bericht „Endbericht Phosphorrückgewinnung aus dem Abwasser“ (EGLE et al, 2014a) zu entnehmen.

5.3.3.2 Verfahrensprinzip

Grundsätzlich kann die Verbrennung von Klärschlamm mit mechanisch entwässertem, teilgetrocknetem oder auch vollgetrocknetem Schlamm erfolgen. Für die mechanisch entwässerten Schlämme eignen sich insbesondere Etagenöfen, da aufgrund ihres Etagenaufbaus eine Trocknung innerhalb des Ofens stattfindet. Teilgetrocknete Klärschlämme können sehr gut in Wirbelschichtöfen verbrannt werden. Vollgetrocknete Klärschlämme werden meist mit Staub- und Zyklonfeuerungen verbrannt. Diese konnten sich aufgrund des hohen Aufwands für die Volltrocknung bisher nicht durchsetzen (DWA-M 386).

5.3.3.3 Apparate

In Abhängigkeit von der angestrebten Prozessführung kann die Auswahl des Apparates für Monoverbrennung getroffen werden. Es gibt eine Vielzahl an Apparatetypen, die sich aber in der Regel auf folgende Apparatetypen reduzieren lassen (DWA-M 386):

- Rostfeuerung
- Etagenöfen
- Etagenwirbler
- Wirbelschichtofen
- Staubfeuerung
- Zyklonfeuerung

5.3.3.4 Rückstände

Als Rückstände fallen Bettasche, Flugasche, Filterstäube und Reaktionsprodukte aus der Rauchgasreinigung an (THOMÉ-KOZMIENSKY, 1998).

Tabelle 46 zeigt die Hauptbestandteile der Klärschlammaschen. Bei der Abgasreinigung fallen je nach Verfahren Gips, Salze, Schwermetallschlämme und Prozessabwässer an. Gips wird in der Regel in der Bauindustrie verwertet und als Reststoffe fallen Salze bzw. Schwermetallschlämme an und müssen in Versatzbergwerke oder Untertage deponiert werden (LEHRMANN, 2013).

Tabelle 46: Zusammensetzung von Klärschlammaschen (DWA-M 386)

Bestandteile	%
Siliciumdioxid SiO_2	35 – 40
Aluminiumoxid Al_2O_3	15 – 20
Eisenoxid FeO_3	10 – 20
Calciumoxid CaO	15 – 25
Phosphat P_2O_5	10 - 18

5.3.3.5 Vor- und Nachteile

Vorteile

OLIVA et al (2009):

- Bei Monoverbrennung kommt es zu einer vollständigen Zerstörung organischer Schadstoffe, zur Abtrennung anorganischer Schadstoffe und zur Inertisierung und Hygenisierung des Abfalls.
- Aufgrund der großen Gewichts- und Volumsreduktion sind vergleichsweise geringe Reststoffmengen zu deponieren.
- Das Verfahren kann zur Energiegewinnung eingesetzt werden.

- Treibhausrelevanter Emissionen werden reduziert.
- Die Klärschlamm asche aus der Monoverbrennung kann zur Phosphor-Rückgewinnung genutzt werden.

Nachteile

LEHRMANN (2013):

- Die Entsorgungskosten für die Rückstände sind wesentlich höher als bei der Mitverbrennung in Kraftwerken oder Zementfabriken und führen somit zu höheren Gesamtkosten.

BÖHMER et al (2001):

- Nur zentrale Standorte sind ökologisch und ökonomisch sinnvoll.
- Es entstehen höhere Kosten für Vorbehandlung und Logistik.

5.3.4 Mitverbrennung

5.3.4.1 Allgemeines

Bei der Mitverbrennung werden neben Primärbrennstoffe (z.B. Braun- oder Steinkohle) weitere brennbare Stoffe eingesetzt. Diese können unter anderem entwässertes oder getrocknetes Klärschlamm sein (DWA-M 386).

Ziel ist es, den Klärschlamm ohne technisch aufwendige und kostenintensive Zwischenschritte in die Feuerung zu integrieren (BÖHMER et al, 2001). Je ähnlicher die chemisch-physikalischen Verbrennungseigenschaften der Ersatzbrennstoffe dem Primärbrennstoff (z.B. Kohle) sind, desto gleichmäßiger erfolgt Verbrennung und Ausbrand. Durch Substitution dürfen die genehmigten bzw. angestrebten Werte im Luft- bzw. Produktpfad nicht überschritten werden. Es ergeben sich somit für jede Mitverbrennungsanlage individuelle maximale Inputwerte für die eingesetzten Ersatzbrennstoffe. Eine P-Rückgewinnung ist aufgrund des geringen Anteils in der Flugasche nicht sinnvoll (DWA-M 387).

5.3.4.2 Verfahrensprinzip

Klärschlamm kann in Braun- und Steinkohlekraftwerken als auch in Müllverbrennungsanlagen in mechanisch entwässertes, teilgetrocknetes oder vollgetrocknetes Form mitverbrannt werden (DWA-M 387).

Kohlekraftwerk

Häufig findet vor der eigentlichen Verbrennung im Kohlekraftwerk eine interne Trocknung mit Abwärme statt. Diese Abwärme ist jedoch begrenzt und kann dadurch zum limitierenden Faktor der Klärschlamm-trocknung werden. Abhilfe kann Abwärme aus regenerativen Energiequellen sowie Sonnenenergie leisten, die zugleich ökologischer und ökonomischer sind (DWA-M 387).

Müllverbrennung

Der Klärschlamm wird meist zum Ausgleich, d.h. zur Reduzierung des Müllheizwertes bei der Mitverbrennung in Müllverbrennungsanlagen eingesetzt, was bei thermischer Vortrocknung des Schlammes entfällt. Der Vorteil bei der Verwendung von teilgetrockneten Klärschlamm ist, dass sich dieser mit dem Müll besser vermischen lässt. Während vollgetrocknetes Klärschlamm meist zu feinkörnig ist, er sich im Müllbunker entmischt und dazu neigt, bereits vor dem Ausbrand durch den Verbrennungsrost zu rieseln. Abhilfe bietet granuliertes getrocknetes Schlamm bzw. wenn Klärschlamm in Staubform direkt in den Kessel eingedüst wird (DWA-M 387).

5.3.4.3 Apparate

In Abhängigkeit der angestrebten Prozessführung kann die Auswahl des Apparates für die thermische Behandlungsverfahren getroffen werden. Es gibt eine Vielzahl an Apparatetypen, die sich aber in der Regel auf die in der Tabelle 47 aufgelisteten reduzieren lassen.

Tabelle 47 Verfahren der thermischen Klärschlamm Entsorgung (LEHRMANN, 2013 zit. bei PFEFFERKORN et al, 2015) (LECHNER & STUBENVOLL, 2004)

Mitverbrennung		
Kohlekraftwerke	Müllverbrennungsanlagen	Industrieanlagen
Staubfeuerung	Rostfeuerung	Zementherstellung
Wirbelschichtfeuerung	Drehrohrfeuerung	Papierschlammverbrennung
Rostfeuerung	Wirbelschichtfeuerung	
Schmelzkammerfeuerung		

5.3.4.4 Rückstände

Bei dem Verbrennungsprozess kommt es aufgrund der unterschiedlichen Siedepunkte zu einer stoffspezifischen Verteilung der Elemente und deren Verbindungen auf die feste und gasförmige Phase. Schwermetalle, Salze und Restorganik reichern sich in den festen Rückständen an. Die leichtflüchtigen Schwermetalle und andere Schadstoffe wie Chlor und Schwefel werden über den Rohgasstrom ausgetragen und reichern sich im Filterstaub und im Reaktionsprodukt der Rauchgasreinigung an. In der Schlacke oder Bettasche finden sich überwiegend Elemente wie Silizium, Calcium, Aluminium, Kupfer und Eisen sowie deren Oxide (LECHNER & STUBENVOLL, 2004). Tabelle 48 zeigt eine Übersicht der Verbrennungsrückstände.

Tabelle 48: Verbrennungsrückstände (LECHNER & STUBENVOLL, 2004)

Schlacke	Flugasche	Rückstände aus Rauchgasreinigung
Rostfeuerung	Boilerasche	Trockene Rauchgasreinigung
<ul style="list-style-type: none"> • Rostdurchwurf • Rostabwurf 	Elektrofilterstaub	<ul style="list-style-type: none"> • Rauchgasreinigungsprodukte
Drehrohrfeuerung	Gewebefilterstaub	Nasse Rauchgasreinigung
<ul style="list-style-type: none"> • Schmelzgranulat • Sinterschlacke 		<ul style="list-style-type: none"> • Neutralisationschlamm
Wirbelschichtfeuerung		
<ul style="list-style-type: none"> • Bettasche 		

5.3.4.5 Vor- und Nachteile

Vorteile

BÖHMER et al (2001):

- Es kann auf bestehende Infrastruktur zurückgegriffen werden.
- Die installierten Rauchgasreinigungssysteme für SO₂, Staub und NO_x entsprechen dem Stand der Technik für die Verbrennung von Stein- bzw. Braunkohle und eine Erweiterung der Systeme zur Abscheidung von z.B. Schwermetallen und organischen Schadstoffen ist möglich.
- Das bei der Mitverbrennung entstehende CO₂ kann zum größten Teil als klimaneutral betrachtet werden.
- Es bestehen im In- und Ausland umfangreiche Erfahrungen zur Mitverbrennung von Klärschlamm.
- Die energetische Verwertung des Klärschlammes ist möglich.
- Die Mitverbrennung in bestehenden Kraftwerken ist gegenüber der Neuerrichtung von Monoverbrennungsanlagen als kostengünstig anzusehen.
- Es kommt zur vollständigen Zerstörung organischer Schadstoffe.
- Aufgrund der großen Gewichts- und Volumenreduktion sind vergleichsweise geringe Reststoffmengen zu deponieren.
- Es wird entweder ein verwertbareres Produkt und/oder inerte Rückstände zur Ablagerung erzeugt.

OLIVA et al (2009):

- Es gibt deutlich mehr Standorte, die sich zur Mitverbrennung eignen, welche außerdem gleichmäßig über das österreichische Bundesgebiet verteilt sind.

Nachteile

BÖHMER et al (2001):

- Aufgrund des vergleichsweise niedrigeren Heizwertes von Klärschlamm erhöht sich der Brennstoffvolumenstrom.
- Es kommt zur Erhöhung des Abgasvolumenstromes (Änderung des Wärmeüberganges).
- Die Erniedrigung des Ascheerweichungspunktes führt zu Anbackungen im Kessel.
- Durch den erhöhten Aschegehalt und durch erhöhte Strömungsgeschwindigkeiten ergibt sich eine erhöhte Erosion an den Heizflächen.
- Durch die Beimengung von Klärschlamm erhöht sich der Chlorgehalt und verursacht Hochtemperaturkorrosion.
- Die Änderung der Rauchgaszusammensetzung führt zu Auswirkungen auf die Rauchgasreinigungseinrichtungen.
- Die Emissionen flüchtiger Schwermetalle wie Hg können sich bei der Mitverbrennung erhöhen.
- Durch Entwässerung und Trocknung des Klärschlammes kommt es zu einer Mehrbelastung der Abwasserreinigung.
- Eine Überprüfung der bestehenden Verwertungs- und Entsorgungswege der Flugasche, Grobasche und des Outputs aus der Rauchgasentschwefelung ist erforderlich.
- Es entsteht zusätzlicher Aufwand durch Transport, Lagerung und Aufbereitung.
- Die Neuerrichtung ist nach ökologischen und ökonomischen Gesichtspunkten nur in Ballungsgebieten mit einer gewissen Mindestgröße sinnvoll.
- Gegenüber einer reinen Kohlefeuerung kann sich die anfallende Aschenmenge verdoppeln bis verfünffachen.

FYTILI & ZABANIOTOU (2006):

- Asche ist toxisch und muss deponiert werden.

WIECHMANN (2013):

- „Vorerst“ wird aus Garantiegründen in der neuen Generation der Kohlekraftwerke mit optimierten Wirkungsgraden und dem Einbau neuer Werkstoffe keine Mitverbrennung realisiert.

5.3.5 Hydrothermale Carbonisierung

5.3.5.1 Allgemeines

Unter hydrothormaler Carbonisierung (HTC) versteht man die Verkohlung organischer Materialien in wässriger Phase unter erhöhten Temperaturen und Drücken. Pflanzliche Biomasse wird in wässriger Suspension unter Druck und Luftabschluss bei 180 °C bis 250 °C für zwei bis zwölf Stunden erhitzt (RAMKE et al, 2013). Da die thermochemischen Prozesse in wässriger Lösung ablaufen sind besonders feuchte Biomassen von Vorteil. Pathogene Mikroorganismen werden durch die auftretenden Temperaturen unschädlich gemacht (GLASNER et al, 2011). Arzneimittelrückstände können nicht vollständig entfernt werden (VOM EYSER et al, 2015).

Das Ausgangsmaterial wird durch eine Reihe von parallel ablaufenden Umsetzungsprozessen zerlegt (LU et al, 2012). Aufgrund der Komplexität des Edukts lassen sie sich nicht klar in verschiedene, zeitlich und räumlich getrennte Reaktionsschritte einteilen. Zu den Prozessen gehören (FUNKE, 2012):

- Hydrolyse,
- Dehydratisierung,
- Decarboxylierung,
- Polyreaktionen und
- Aromatisierung.

Das entstehende Produkt unterscheidet sich in seinen chemischen und physikalischen Eigenschaften vom Ausgangsmaterial. Mithilfe der Abbildung 16 lassen sich die Veränderungen der Anteile an Kohlenstoff, Wasserstoff und Sauerstoff im Vergleich zur eingesetzten Biomasse verdeutlichen (GLASNER et al, 2011).

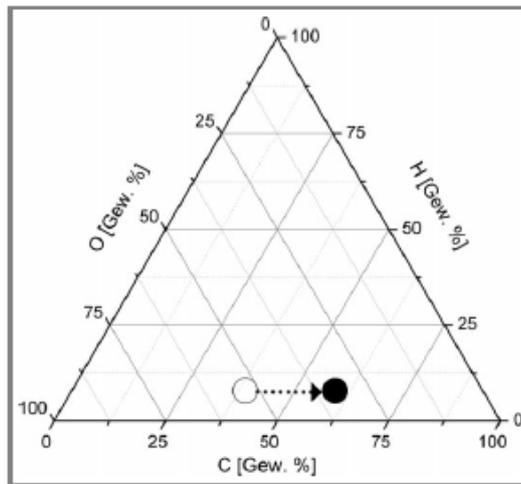


Abbildung 16: Darstellung der Umwandlung von Biomasse mittels HTC (beispielhaft) (GLASNER et al, 2011)

Nach der Konversion liegt der zuvor in der Biomasse gebundene Kohlenstoff in Form von braunkohleartigen Partikeln vor (RAMKE et al, 2013) und weist eine vergleichbare Energiedichte wie Braunkohle auf (GLASNER et al, 2011). Der Energieinhalt kann um den Faktor 1,01 – 1,41 gesteigert werden (LU et al, 2011). Die Entwässerungseigenschaften werden signifikant verbessert (siehe Abbildung 17) und der erforderliche Energieaufwand kann um 40 % gesenkt werden (ESCALA et al, 2012).

Nach einer Aufbereitung kann die HTC-Kohle verbrannt oder den bekannten industriellen Verwertungsschritten von Braunkohle zugeführt werden (RAMKE et al, 2013).

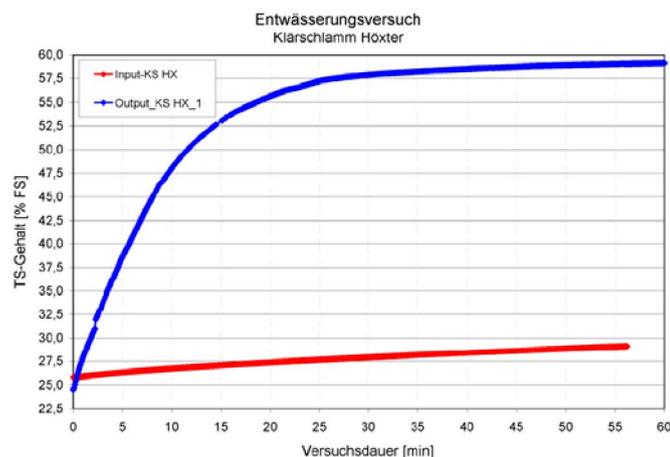


Abbildung 17: Darstellung des Entwässerungsverhaltens der HTC-Kohle (RAMKE et al. 2010)

Die Kohlenstoffbilanz zeigt, dass 45 -75 % des ursprünglich vorhandenen Kohlenstoffs in der produzierten HTC-Kohle verbleiben, weniger als 20 % in die Gasphase transformiert werden und der restliche Kohlenstoff in der flüssigen Phase verbleibt (LU et al, 2012).

5.3.5.2 Apparate

Die Anlage besteht aus einem Mischbehälter, dem HTC-Reaktor und einem Puffertank (siehe Abbildung 18).



Abbildung 18: HTC-0 Versuchsanlage AVA_CO2 (Quelle: AVA_CO2)

5.3.5.3 Verfahrensprinzip

Der Verlauf der Prozessführung der HTC teilt sich generell in vier verschiedenen Phasen auf (RAMKE et al, 2013):

- (1) Aufheizphase:
Zeitraum bis zur Erreichen der Soll-Temperatur
- (2) Haltephase:
Zeitraum, in dem die gewünschte Reaktionstemperatur konstant gehalten wird.
- (3) Abkühlphase:
Zeitraum vom Ende der Reaktionszeit bis zum Erreichen der benötigten Ausbau- bzw. Druckentlastungstemperatur ($< 100\text{ °C}$)
- (4) Druckentlastung:
Beendigung des Versuchs vor dem Ausbau

Der Klärschlamm wird in einem Mischbehälter auf 160 °C bei 10 bar vorgewärmt und anschließend in den eigentlichen Reaktor gepumpt, wo das HTC-Verfahren stattfindet. Nach dem Umwandlungsprozess geht es zur Abkühlung in einen Puffertank und die abgegebene Wärme erwärmt die nächste Charge. Die festen Reststoffe werden filtriert und gepresst. Ein Teil des Prozesswassers wird rezirkuliert und der Rest wird in einer Abwasserbehandlungsanlage aufbereitet (ROBBIANI, 2013).

5.3.5.4 Rückstände

Nach der Konversion liegt im Reaktor ein Gemenge aus Kohleschlamm und Reaktionswasser, sowie ein gasförmiges Gemisch vor (FUNKE & ZIEGLER, 2010; KLEINERT, 2010 zit. bei KRAUSE, 2010).

Feststofffraktion

Die entstandene Feststofffraktion stellt mit ca. 40 bis 50 % die Hauptfraktion der HTC (FUNKE & ZIEGLER, 2010; KLEINERT, 2010; zit. bei KRAUSE, 2010). Die HTC-Kohle ist hinsichtlich seines Kohlenstoffanteils und seines Brennwertes mit Braunkohle vergleichbar. In Abhängigkeit des Ausgangsmaterials können unterschiedliche Brennwertsteigerungen erzielt werden (GLASNER et al, 2011).

Wässrige Fraktion

Die flüssige Fraktion macht ca. 30 bis 40 % der Fraktionen aus (FUNKE & ZIEGLER, 2010; KLEINERT, 2010; zit. bei KRAUSE, 2010). Das Reaktionswasser ist überwiegend sauer und besteht aus wasserlöslichen organischen Substanzen, mineralischen Bestandteilen sowie Teilen des in der Biomasse enthaltenen Stickstoffs und Phosphors (GLASNER et al, 2011).

Gasfraktion

Die gasförmige Fraktion macht ca. 10 bis 20 % der Fraktionen aus und enthält hauptsächlich CO₂, sowie CO und CH₄ und geringe Anteile von H₂ und höherwertigen, gasförmigen Kohlenwasserstoffen (FUNKE & ZIEGLER, 2010; KLEINERT, 2010 zit. bei KRAUSE, 2010).

5.3.5.5 Vor- und Nachteile

Vorteile

ROBBIANI (2013):

- Es ist eine niedrige Prozesstemperatur erforderlich und die Reaktion dauert nur wenige Stunden.
- Es ist keine Trocknung des Ausgangsmaterials erforderlich und ist anwendbar auf einer breiten Palette von biogenen Stoffen.
- Die erzeugte HTC-Kohle weist deutlich bessere Entwässerungseigenschaften auf.
- Das Verfahren erhöht den Heizwert.

WEINER et al (2014):

- Die Kohlenstoffbilanz zeigt, dass nur geringe Mengen des ursprünglichen Kohlenstoffanteils gasförmig entweichen (klimafreundlich).
- Die HTC Kohle ist ein hygienisierter und stabilisierter Feststoff und ist dadurch transportier- und lagerbar.

Nachteile

WEINER et al (2014):

- Die autotherme Prozessführung gestaltet sich schwierig.

VOM EYSER, (2015):

- Es befinden sich pharmazeutische Rückstände in der HTC-Kohle.

UFZ (o.J.)

- Die Entsorgung des anfallenden Prozesswassers ist ein Schlüsselproblem bei der Verfahrensoptimierung.

REMY & STÜBER (2015):

- Die HTC-Kohle reichert sich mit Schwermetallen an.

(BIOECONOMY, o.J.)

- HTC-Kohle ist als Abfall deklariert und schmälert die Vermarktungschancen.

5.3.6 Nassoxidation

5.3.6.1 Allgemeines

Die Nassoxidation ist ein Behandlungsverfahren, bei dem Substanzen (organischen und teilweise auch anorganische) in wässriger Phase oder Suspension, bei erhöhten Drücken (10-220 bar) und Temperaturen (150 °C bis 330 °C), unter Verbrauch von Luft bzw. Sauerstoff, entweder in Gegenwart oder Abwesenheit von Katalysatoren oxidiert werden (ZOU et al, 2007 zit. bei HILL et al, 2013). Sie findet Anwendung bei der Behandlung von flüssigen Abfällen und Schlämmen

(10 % TS, THOMÉ-KOZMIENSKY, 1998) mit hoher Konzentration an organischer Substanz und ist in der Lage bis zu 99% von giftigen organischen Verbindungen in unschädliche Endprodukte umzuwandeln (Hil et al, 2013). Das entstandene Rohgas enthält vorwiegend CO₂, bis zu 3% CO und geringe Mengen an Stickstoff und C_xH_y (Kohlenwasserstoffe) (DAUN, 1994). Die Reaktionen verlaufen exotherm und bestehen aus:

- thermischer Zersetzung,
- Hydrolyse und
- Oxidation.

Anhand der Anordnung des Reaktors unterscheidet man zwischen oberirdisches (Hochdruckblasensäulenreaktoren) und unterirdische Verfahren (Deep-Shaft-Reaktor). Gegenüber den bisherig eingesetzten Reaktoren stellt der Tiefschachtreaktor einen innovativen Reaktortyp dar (DAUN, 1994).

Tabelle 49: Typische Einsatzbereiche von Nassluftoxidationsbehandlung von Klärschlamm (LUDUVICE & FERNANDES, 2007)

	Low Pressure	Intermediate Pressure	High Pressure
Druck [bar]	20,5 – 27,3	27,3 - 54,6	54,6 - 136
Temperatur [°C]	148 - 204	204 – 260	260 – 315
Abbau organischer Substanz [%]	5 -10	10 – 50	50 – 90
Volumsreduktion [%]	25 – 35	30 – 60	60 – 80
Schlammhygienisierung	Ja	Ja	Ja
Autothermale Reaktion	Nein	Ja	Ja
Verbesserung der Entwässerbarkeit	Ja	Ja	Ja

5.3.6.2 Apparate

Der VerTech Reaktor ist in einem unterirdischen Rohrsystem eingebracht und bildet das Kernstück der Behandlungsanlage (vgl. Abbildung 19). Die Gesamttiefe kann bis zu 1.500 m betragen. Das Reaktorsystem besteht aus einem nach unten offen inneren Zuführrohr (Downcomer) und einem nach unten geschlossenen Rückführrohr (Upcomer) unterschiedlicher Größe. Im Zuführrohr befinden sich in unterschiedlichen Tiefen Injektionslanzen, die den Sauerstoff in den abwärtsströmenden Klärschlamm eindüsen. Der oxidierte Schlamm strömt im Ringraum zwischen Zuführrohr und Rückführrohr an die Oberfläche zurück. Ein zusätzliches Mantelrohr umgibt den Reaktor und der dadurch entstehende Ringraum wird zur Kühlung genutzt (DAUN, 1994).

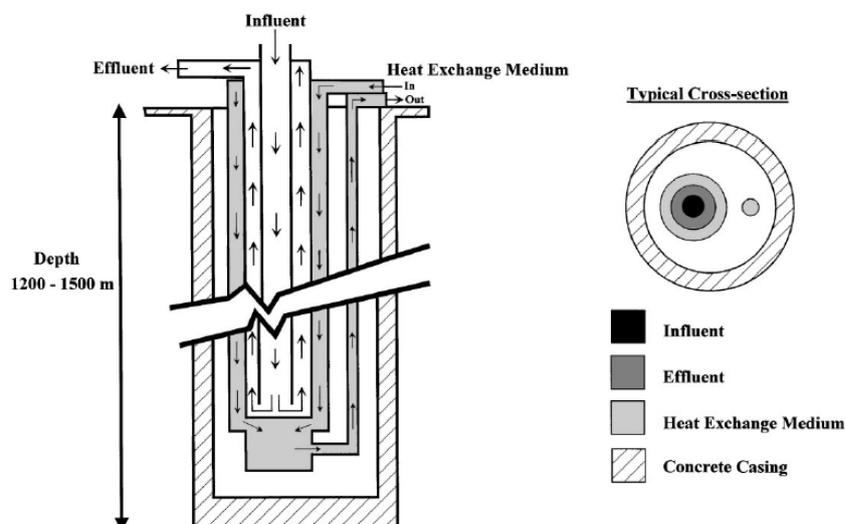


Abbildung 19: Längs- und Querschnitt eines VerTech-Reaktors (Adaptiert von BEKKER und BERG, 1993)) (KOLACZKOWSKI et al, 1998)

5.3.6.3 Verfahrensprinzip

Der homogenisierte Klärschlamm wird in das Zuführrohr gepumpt. Die Pumpe dient lediglich zur Kompensation der geringen Rohrreibungsverluste (THOMÉ-KOZMIENSKY, 1998). Sauerstoff wird über Injektionsdüsen in dem Schlamm auf seinen Weg in die Tiefe zugegeben. Mit zunehmender Tiefe steigt die Temperatur aufgrund der exothermen Reaktion und wird im unteren Teil des Reaktors durch das Kühlsystem auf 280 °C gehalten (DAUN, 1994). Am Reaktorboden stellt sich durch den hydrostatischen Druck der Klärschlammssäule ein Druck von etwa 85 bis 110 bar ein, wodurch ein Sieden des Klärschlammes verhindert wird (THOMÉ-KOZMIENSKY, 1998). Der oxidierte Schlamm steigt im Rücklaufrohr auf, gibt dabei Wärme an das Kühlsystem und an den kühleren nach unten fließenden Klärschlamm ab und verlässt den Reaktor mit einer Temperatur von maximal 60 °C. Die gebildeten Reaktionsgase und der Restsauerstoff werden aus der Flüssigkeit abgetrennt und einer katalytischen Nachbehandlung zugeführt. (DAUN, 1994). Das im Prozesswasser gelöste Ammonium wird einer biologischen Prozesswasserstufe zugeführt und zu elementarem Stickstoff umgesetzt. Der verbleibende Rest CSB dient der biologischen Behandlungsstufe als Kohlenstoffquelle und wird dort zu Kohlendioxid und Wasser umgesetzt. (THOMÉ-KOZMIENSKY, 1998) Die Verweilzeit im Reaktor beträgt in etwa 60 Minuten, davon 30 bis 40 min in der Reaktionszone (HALL & RAPPE, 1985).

5.3.6.4 Rückstände

Gasfraktion

Die freigesetzte Reaktionsabgasmenge beträgt in etwa 15 % der Rauchgasmenge jener der Klärschlammverbrennung und besteht im Wesentlichen aus den Komponenten CO₂, CO, O₂ und geringe Menge an nicht ökotoxikologischen flüchtigen Verbindungen. Schwermetalle werden durch die Nassoxidation zu schwer löslichen Verbindungen übergeführt und verbleiben in festen Reststoffen (DAUN, 1994). Schwefeldioxid, Dioxine, Furane und Flugasche werden nicht erzeugt (Hil et al, 2013).

Wässrige Fraktion

Pro Tonne verarbeiteter Klärschlamm trockenmasse können bis zu 20 m³ Abwasser anfallen. Die Abwassermenge kann durch interne Rückführung um bis zu 80 % reduziert werden (DAUN, 1994). Das im Prozesswasser gelöste Ammonium wird in einer biologischen Prozesswasserbehandlungstufe (Nitrifikation und Dentrifikation) zu elementarem Stickstoff umgesetzt und der verbleibende Rest CSB kann als Kohlenstoffquelle für die Dentrifikation verwendet werden (THOMÉ-KOZMIENSKY, 1998).

Feststofffraktion

Durch die Nassoxidation werden die organischen Bestandteile im Klärschlamm weitgehend abgebaut. Daher besteht der verbleibende feste Reststoff zum überwiegenden Teil aus anorganischen Substanzen und hat entsprechend gute mechanische Entwässerungseigenschaften. Nach der Nassoxidation beträgt die zu entsorgende Feststoffmenge je in etwa 30 -50 % der zugeführten Ausgangstrockenmasse (DAUN, 1994). Tabelle 50 Tabelle 12 zeigt beispielhaft die Hauptkomponenten des anfallenden Reststoffes

Tabelle 50: Zusammensetzung des Reststoffes (Beispielhaft) (DAUN, 1994)

	Gewicht [%]
Aluminiumoxid	27,2
Calciumoxid	8,9
Kohlenstoff	1,8
Eisenoxid	3,7
Magnesiumoxide	3,4
Phosphoroxid	26,2
Siliziumoxid	24,8
Sonstiges	4,0

5.3.6.5 Vor- und Nachteile

Vorteile

Hill et al (2013):

- Es werden keine Distickstoffoxide, Schwefeldioxide, Salzsäuren, Dioxine, Furane, und Flugasche erzeugt.

THOMÈ-KOZMIENSKY (1998):

- Es entsteht ein geringeres Abgasvolumen als vergleichsweise bei der Verbrennung.

HALL & RAPPE (1985):

- Die Anlagen benötigen nur einen geringen Flächenbedarf.
- Die Schwerkraft kann für den Prozessablauf genutzt werden.

THUMMAR et al (2015):

- Es kommt zur vollständigen Zerstörung von organischem Material, einschließlich Karzinogenen und Krankheitserregern.
- Es sind nur kurze Aufenthaltszeiten im Reaktor erforderlich.

Nachteile

THOMÈ-KOZMIENSKY (1998):

- Eine erhöhte Korrosion wird beobachtet.
- Die Anlage ist anfällig für Verstopfung durch Salze und Festkörper und erfordert Spülungen mit Salpetersäure.

HALL & RAPPE (1985):

- Wird Luft als Oxidationsmittel verwendet, erhöht sich das Abluftvolumen.

DEBELLEFONTAINE & FOUSSARD (1999):

- Es sind hohe Investitionskosten erforderlich.

THUMMAR et al (2015):

- Nassoxidation erfordert hohe Arbeitsdrücke und hohe Temperaturen.
- Es kann zur Geruchsentwicklung kommen.
- Anfallendes Prozesswasser muss aufbereitet werden.

5.3.7 Plasmaverfahren

5.3.7.1 Allgemeines

Bei dem Plasmaverfahren werden bei Temperaturen oberhalb von 1.500 °C Abfälle im Plasmalichtbogen pyrolysiert oder vergast. Bei der Plasmapyrolyse kann ein heizwertreiches Gas und bei der Plasmavergasung ein wasserstoff- oder kohlenmonoxidreiches Synthesegas gewonnen werden. Etwaige im Abfall enthaltenen Metalle und Mineralstoffe werden bei diesen Verfahren eingeschmolzen bzw. verglast (ALBRECHT, 2015). Der Strombedarf liegt zwischen 500 und 2.000 kWh/t (QUICKER, 2014).

Als Arbeitsgas dient bei der Plasmapyrolyse ein Inertgas (Argon, Stickstoff) und bei der Plasmavergasung wird ein sauerstoffhaltiges Arbeitsgas (Sauerstoff, Luft, Wasserdampf, Kohlenmonoxid) eingesetzt (HEBERLEIN & MURPHY, 2008 zit. bei QUICKER & NOËL, 2014).

5.3.7.2 Apparate

Plasmaverfahren nutzen die Möglichkeit der direkten Wärmezufuhr, um das für die thermische Behandlung benötigte Temperaturniveau zu erreichen. Einem Gas (Arbeitsgas) wird zur Plasmaherstellung eine hohe spezifische Energiemenge zugeführt und gemäß dem Energieniveau wird der Zustand des angeregten Gases auch als vierter Aggregatzustand bezeichnet (Plasma) (QUICKER & NOËL, 2014).

In einem so genannten Plasmabrenner wird durch Gleichspannung zwischen zwei Elektroden ein elektrischer Lichtbogen zur Generierung von Plasma erzeugt.

Der Plasmabrenner kann in zwei unterschiedliche Konfigurationen ausgeführt werden (vgl. Abbildung 20):

Nicht übertragenem Lichtbogen

Innerhalb eines Gehäuses sind die Elektroden hintereinander angeordnet. Die Kathode ist als Stab ausgeführt und wird von einer Anode umschlossen. Das Arbeitsgas durchströmt den Ringraum zwischen den beiden Elektroden. Der zwischen den Elektroden entstehende Lichtbogen liefert die notwendige Energie zur Erzeugung des Plasmas. Bei ausreichend großem Gasstrom tritt ein Plasmastrahl aus dem Brenner aus (HUANG & TANG, 2007 zit. bei QUICKER & NOËL, 2014).

Übertragenem Lichtbogen

Der Lichtbogen wird außerhalb eines Gehäuses zwischen einer freien Stabelektrode und einer bis zu einem Meter entfernten externen Anode aufgebaut. Die im zu behandelten Aufgabegut enthaltenen Metalle und Mineralstoffe werden aufgrund des hohen Wärmestroms eingeschmolzen bzw. verglast (BONIZZONI & VASALLO, 2002, zit. bei QUICKER & NOËL, 2014). Die erzeugte Schmelze ist über die Reaktorwand gerdet und dient als externe Anode (GOMEZ et al, 2009, zit. bei QUICKER & NOËL, 2014).

Abbildung 21 zeigt die schematische Darstellung eines experimentellen Reaktors für Plasmapyrolyse und Plasmavergasung.

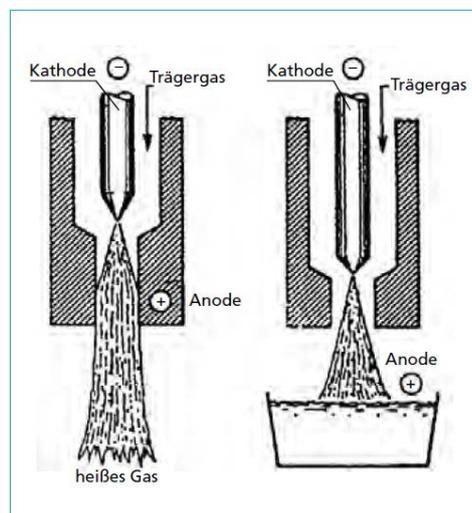


Abbildung 20: Plasmaerzeugung mittels nicht übertragenem Lichtbogen (links) und übertragenem Lichtbogen (rechts) (Quelle: BONIZZONI, VASALLO, 2002) (QUICKER, NOËL, 2014)

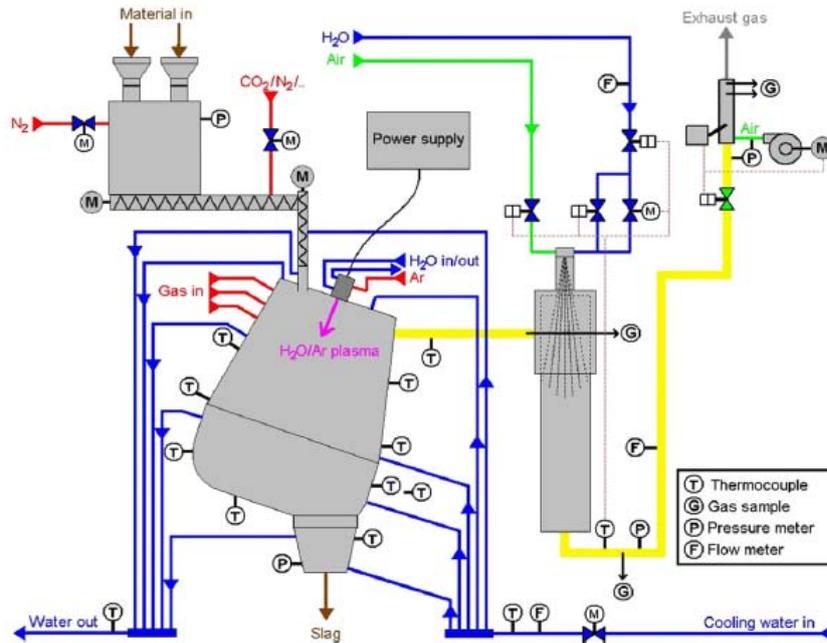


Fig. 1. Schematic diagram of the experimental reactor for plasma pyrolysis and gasification.

Abbildung 21: Schematische Darstellung eines experimentellen Reaktors für Plasmapyrolyse und Plasmavergasung (VAN OOST et al, 2009)

5.3.7.3 Verfahrensprinzip

Plasmapyrolyse

Bei der Plasmapyrolyse werden die Ausgangsstoffe in einer sauerstoffarmen Atmosphäre bei hohen Temperaturen ab 1.700 °C unter Einsatz eines Plasmabrenners in einfache Moleküle aufgebrochen (HELSEN & BOSMANS, 2010 zit. bei QUICKER & NOËL, 2014). Abhängig vom Ausgangsstoff und dem Verfahrensziel wird von der Umwandlung in ein heizwertreiches Gas berichtet (HEBERLEIN & MURPHY, 2008 zit. bei QUICKER & NOËL, 2014).

Plasmavergasung

Das Ziel der Plasmavergasung ist die Erzeugung eines kohlenstoffmonoxid- sowie wasserstoffreichen Synthesegases aus den Einsatzstoffen. Die Verwendung von sauerstoffhaltigen Vergasungsmitteln ermöglicht den Umsatz der Koksfraktion sowie die Spaltung von Schwelprodukten (Teere), wodurch der Anteil kondensierbarer Gasbestandteile abnimmt. Im Vergleich zu klassischen Vergasungsverfahren wird insgesamt von einer höheren Gasqualität berichtet (HEBERLEIN & MURPHY 2008, HELSEN & BOSMANS, 2010; zit. bei QUICKER & NOËL, 2014).

Neben Synthesegaserzeugung werden das Verglasen der Inertfraktion sowie der damit verbundene Schadstoffeinschluss in eine Glasmatrix hervorgehoben (HEBERLEIN & MURPHY 2008, HELSEN & BOSMANS, 2010; zit. bei QUICKER & NOËL, 2014).

5.3.7.4 Rückstände

Organische Bestandteile werden in ein Synthesegas konvertiert und die anfallende Schlacke besteht aus den anorganischen Bestandteile (FABRY et al, 2013). Die Zusammensetzung des Synthesegases bei der Plasmavergasung ist der Tabelle 51 zu entnehmen.

Tabelle 51: Plasma-thermischer Vergasungseffekt bei Klärschlamm (Quelle: HORN et al, 2006) (KRAMPITZ et al, 2006)

Stoffkomponente im plasmapyrolytischen Synthesegas	Klärschlamm 83 % TM
Übergang in die Gasform	65 %
Pyrolysegas-Heizwert H_u in MJ/Nm ³	11,5
Gas-Anteile in Vol.-%	
O ₂	4
H ₂	51
CO	43
N ₂	6
CO ₂	Ø 0,5
CH ₄	0,006
H ₂ S, CS ₂	< 0,02
NOX in ppm	85
3 – 6 % Restgasanteile: Wasserdampf, HCN, Ar, He, HCl, HF, Metaldämpfe	

5.3.7.5 Vor- und Nachteile

Vorteile:

(HEBERLEIN & MURPHY 2008, HELSEN & BOSMANS, 2010; zit. bei QUICKER & NOËL, 2014):

- Die Plasmaverfahren ermöglichen eine höhere Umsatzrate, eine flexible Prozessführung und die Erzeugung von verwertbaren Produkten.

HUANG & TANG (2007):

- Es können hohe und effektive Prozesstemperaturen in kompakten, durchsatzstarken und reaktionsschnellen Reaktoren erzielt werden.
- Die Produkte der Plasmapyrolyse eignen sich für Energie- und Materialrecycling.
- Die erzeugten Produkte sind vorhersehbar, harmlos und akzeptabel für die öffentliche Gesundheit und Umwelt.

KRAMPITZ et al (2006):

- Feuchte-Anteile wirken sich wenig störend auf den Prozessablauf aus.
- Die Realisierung der Prozesswärme aus kostengünstig verfügbarer Elektro-Energie macht die Anlieferung von Kohlenstoffträger (u.a. Klärschlamm) frei von ökonomischen Nebenbelastungen.
- Die hohe Leistungsdichte von Plasma-Konvertern ermöglicht die Kompaktbauweise der technologischen Ausrüstungen. Dies begünstigt die Errichtung von plasma-pyrolytischen Aufbereitungsanlagen auch in dezentraler Verteilung.

HERZSCHUH & KÖHLER (1994) zit. bei KRAMPITZ et al (2006):

- Aufgrund des fehlenden Sauerstoffs, ist die Gefahr der Bildung von Dioxinen gering und das Entstehen von Dioxinen und Furanen ist bis unter deren Nachweisgrenze reduzierbar.

Nachteile:

QUICKER & NOËL (2014):

- Für die Prozesse wird ausschließlich elektrische Energie verwendet.

GLEIS (2011):

- Für die Plasmapyrolyse wird zwar ein hoher Werbeaufwand betrieben, der allerdings im extremen Missverhältnis zu den verfügbaren Daten, wie Massen- und Energiebilanzen, und den wirklich realisierten Anlagen steht.

KRAMPITZ et al (2006):

- Im Zusammentreffen mit Sauerstoff können bereits geringe Halogen-Massenanteile in pyrolytischen Prozessen zur Bildung gefährlicher Umweltgifte (z.B.: polyzyklische Aromate oder Dioxine) führen.
- Bis zu 55 % der Anlageninvestitionen sind zur Beherrschung der Schadstoff-Emissionen aufzuwenden.

5.4 Sonstige Verfahren

5.4.1 Kompostierung

5.4.1.1 Allgemeines

„Unter Kompostierung oder Rotte versteht man den Abbau organischen Materials mit Hilfe von Mikroorganismen unter Zufuhr von Sauerstoff (aerob). Als Endprodukt dieses Prozesses entsteht Kompost“ (AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG, 2016a).

Gemäß KompostVO ist Kompostierung „die gesteuerte, exotherme biologische Umwandlung abbaubarer organischer Materialien in ein huminstoffreiches Material mit mindestens 20 Masseprozent organischer Substanz“. Ziel ist die Herstellung eines huminstoffreichen Produktes (Kompost), das die qualitativen Anforderungen der verschiedenen Anwendungsbereiche erfüllt (AMLINGER et al., 2005). Als Nebenprodukte fallen neben gasförmigen Stoffwechselprodukten, auch Geruchsstoffe bzw. flüchtige organische Schadstoffe und Sickerwasser an (THOMÈ-KOZMIENSKY, 1998). Phosphor bleibt dem Kreislauf erhalten und ist bei landwirtschaftlicher Verwertung langfristig verfügbar (BMLFUW, 2011). Die Art und Herkunft der Ausgangsmaterialien sind in der KompostVO geregelt. Die Kompostierungsdauer liegt zwischen 4 und 16 Wochen.

Die drei wesentlichen Anforderungen an den Rotteprozess sind:

- der Abbau der organischen Masse,
- die Hygienisierung und
- die maximale mikrobielle Vielfalt (AMLINGER et al., 2005).

5.4.1.2 Apparate

Die Kompostierung kann entweder in „offenen“ oder in „geschlossenen“ Kompostiersystemen erfolgen. Bei den offenen ist die Mietenoberfläche im direkten Kontakt mit der Außenluft. Um witterungsbedingte Einflüsse gering zu halten, können die Mieten abgedeckt werden. Ein wesentlicher Vorteil der geschlossenen Systeme besteht darin, dass die für die unangenehmen Gerüche verantwortliche Abluft erfasst und desodoriert werden kann und dass die biochemischen Abbauprozesse besser gesteuert bzw. intensiviert werden können (LECHNER & STUBENVOLL, 2004).

Tabelle 52: Kompostierungssysteme (AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG, 2016b)

Offene Systeme:	Geschlossene Systeme:
Offene Mietenkompostierung	Eingehauste Mietenkompostierung
Überdachte Mietenkompostierung	Containerkompostierung
Kompostsilo	Tunnelkompostierung

5.4.1.3 Verfahrensprinzip

Der entwässerte Klärschlamm wird mit Strukturmaterial und Zuschlagstoffe vermischt, um einen Wassergehalt zwischen 30% und 70 % zu erhalten (OLIVA et al, 2009). Zuschlagstoffe dienen zur Verbesserung des Rotteprozess, Reduzieren die Geruchsbildung, binden überschüssige Feuchtigkeit und erhöhen die mikrobiologischen Aktivitäten. Strukturmaterial können u.a. Baum- und Strauchschnitt oder Rinde sein (AMLINGER et al., 2005).

Im Anschluss erfolgt die Kompostierung. Diese kann in Rottereaktoren oder in Form von Mieten erfolgen. Einflüsse auf den Kompostierungsvorgang haben (OLIVA et al, 2009):

- Nährstoffverhältnis
- Wassergehalt
- Sauerstoffversorgung
- Temperatur
- pH-Wert

Bei der „Intensivrotte“ oder „Vorrotte“ steigt die Temperatur auf 70-80 °C an und ist durch eine intensive bakterielle Abbautätigkeit gekennzeichnet. In der darauffolgenden Hauptrotte verlangsamen sich die Stoffwechsellätigkeiten. Die Humifizierung findet in der Nachrotte statt und das Ergebnis ist fertiger Kompost, welcher noch gesiebt wird (BANK, 1994 zit. bei OLIVA et al, 2009).

5.4.1.4 Rückstände

Neben Kompost fallen Siebrückstände an. Die Anwendungsbereiche für Komposte sind gemäß § 1 Abs. 14 KompostVO Landwirtschaft, Landschaftsbau und Landschaftspflege, Rekultivierungsschicht auf Deponien, Erdenherstellung und Biofilterbau.

5.4.1.5 Vor- und Nachteile

Vorteile

BANK (1994) zit. bei OLIVA et al (2009):

- Die organischen Feststoffe werden durch die Abbauprozesse reduziert und damit eine Stabilisierung des Klärschlammes erreicht. Lösliche Schwermetalle werden mit steigendem Humifizierungsgrad gebunden und sind weniger pflanzenverfügbar.

ZESSNER (2002) zit. bei OLIVA et al (2009):

- Bei der Kompostierung steht im Gegensatz zur direkten landwirtschaftlichen Verwertung (direkte Nährstoffwirkung) der universelle Einsatz von Kompost als Bodenverbesserungsmittel und Substrat im Vordergrund. Neben der hygienischen wird durch die Kompostierung auch die strukturelle Beschaffenheit des Klärschlammes optimiert. Durch die Zugabe von Strukturmaterial wird der Schwermetallgehalt etwas verringert.

OLIVA et al (2009):

- Die Klärschlammkompostierung stellt eine qualitative Verbesserung des Substrates dar (AMT DER SALZBURGER LANDESREGIERUNG 2001 zit. bei OLIVA et al, 2009) und kann unter Einhaltung der relevanten Rechtsvorschriften zu einem marktfähigen Produkt verarbeitet werden.

Nachteile

AMT DER SALZBURGER LANDESREGIERUNG (2001) zit. bei OLIVA et al (2009):

- Ausgehend von einem Trockensubstanzanteil des Klärschlammes von 20-30%, ist der Klärschlammanteil mit 20-30 Gewichtsprozent begrenzt. Zudem ist die Anzahl der zur Ausbringung in Frage kommenden Flächen begrenzt.

UMWELTBUNDSAMT (2004a) zit. bei OLIVA et al (2009):

- Es ist ein relativ hoher maschineller Einsatz, wie z.B.: Radlager, Umsetzgeräte, Shredder etc. für die Kompostierung von Klärschlamm erforderlich. Die Kosten der Klärschlammkompostierung werden von den Kosten für Produktion, Transport und für die Qualitätsüberwachung von Eingangsmaterial und Fertigprodukt bestimmt.

5.4.2 Mechanisch-biologische Abfallbehandlung

5.4.2.1 Allgemeines

Die mechanisch-biologische Abfallbehandlung (MBA) besteht aus einer Kombination von mechanischen und biologischen Verfahren und dient der Vorbehandlung von Siedlungsabfällen, ähnlichen Gewerbeabfällen, Klärschlämmen und weiteren entsprechend dem Stand der Technik geeigneten Abfällen (BMLFUW, 2015b). Der Klärschlammanteil beträgt max. ein Drittel und wird in einer Mischung mit mechanisch vorbehandeltem Abfall in die biologische Behandlung eingebracht (OLIVA et al, 2009). Die Eignung der jeweiligen MBA-Anlage zur Mitbehandlung von Klärschlämmen ist im Einzelfall zu prüfen (BMLFUW, 2011). Die mechanisch-biologische Behandlung hat zu einer deutlichen Reduzierung der biologisch abbaubaren Anteile, des Volumens, des Wassergehaltes, des Gasbildungspotenzials der Atmungsaktivität und zu einer deutlichen Verbesserung des Auslaugverhaltens und des Setzungsverhaltens der Abfälle zu führen (BMLFUW, 2015b).

Ziel des mechanischen Verfahrens ist insbesondere die Entfernung von für die biologischen Verfahren wenig geeigneten Stoffe, Störstoffe und Schadstoffe. Zudem erhöhen sie die Verfügbarkeit und Homogenität womit der anschließende biologische Abbau optimiert wird. Ziel des biologischen Verfahrens ist der Abbau organischer Substanzen durch die Anwendung von aerober oder einer Kombination von anaerober mit anschließender aeroben Verfahren (BMLFUW, 2015b).

In Abhängigkeit des Behandlungszieles sind die biologischen Verfahren als Vorbehandlungsstufen vor der Deponierung oder vor der thermischen bzw. energetischen Verwertung geeignet (FRICKE et al. 2002 zit. bei OLIVA et al, 2009).

5.4.2.2 Apparate

Aggregate, Ausstattungen und Tätigkeiten für die mechanische Vorbereitung bzw. biologische Behandlung sind in der Tabelle 53 und Tabelle 54 aufgelistet.

Tabelle 53: Apparate der mechanischen Vorbereitung MBA (NEUBAUER & ÖHLINGER, 2006)

	Aggregat/Ausstattung/Tätigkeit
Vorsortierung	- Visuelle Vorsortierung - Sortierkabine (klimatisiert)
Zerkleinerung	- Sackaufreißer - Zerkleinerer – Langsamläufer - Zerkleinerer – Schnellläufer
Fe- und NE-Metallabtrennung	- Magnetscheider und Wirbelstromscheider
Siebung	- Kreisschwingsieb - Spannwellensieb - Trommelsieb - Rüttelsieb - Sternsieb - Vibrationssieb
Sichtung	- Windsichtung - Schwimm-Sink-Sichtung
Verpressung	- Ballenpresse - Containerpresse
Weitere mechanische Aufbereitungsaggregate	- Mischaggregate - Ballistischer Separator - Hartstoffabscheider

Tabelle 54: Apparate der biologischen Behandlung (NEUBAUER & ÖHLINGER, 2006)

	Aggregat/Ausstattung/Tätigkeit
Biologische Behandlung	- Geschlossene Systeme - Umhaute Systeme - Überdachte Systeme - Offene Systeme

5.4.2.3 Verfahrensprinzip

Die Abfälle werden nach einer groben Vorsichtung zerkleinert und mit anschließender Siebung in Grob- und Feinfraktion geteilt. Aus der Grobfraktion werden die Grob-, Schwer- und Störstoffe ausgeschieden und dem Rest werden heizwertreiche Fraktionen gewonnen, die dann thermisch behandelt werden. Durch Mikroorganismen werden, meist unter aeroben Bedingungen, die Feinfraktion in Mieten, Reaktoren oder Hallen behandelt. Anschließend wird die biologisch behandelte Feinfraktion unter Berücksichtigung der rechtlichen Kriterien deponiert (OLIVA et al, 2009).

Die wesentlichen Verfahrensschritte der mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen (MBA) lassen sich wie folgt beschreiben (WINTER, 2010):

(1) Mechanische oder händische Vorsortierung:

In diesem Arbeitsschritt werden Störstoffe (sperrige Teile, Altholz, Steine), aber auch Wertstoffe (z.B. Altmetalle, Kunststoffe) gezielt abgetrennt.

(2) Zerkleinerung:

Die Zerkleinerung dient zur Herabsetzung der Korngröße und der Aufschließung des Materials für die darauffolgenden Verfahrensschritte.

(3) Metallabtrennung:

Um Verschleiß an diversen Maschinen vorzubeugen, werden etwaige im Ausgangsmaterial befindliche Eisen (Fe)- und Nichteisen (NE)- Metallschrott separiert.

(4) Siebung:

Die Siebung dient im Wesentlichen der Sortierung in eine Grob- und Feinfraktion. In der Feinfraktion befindet sich das für die biologische Behandlung bestimmte Material und in der Grobfraktion die heizwertreichen Stoffe.

(5) Sichtung:

Die Sichtung dient der Verbesserung der Zusammensetzung der heizwertreichen Fraktionen und trennt die Leichtfraktion aus dem Abfallgemisch heraus.

(6) Weitere mechanische Aufbereitungsaggregate:

Zur Vermengung mehrerer Materialströme können beispielsweise Mischaggregate vor der biologischen Stufe einer MBA-Anlage eingesetzt werden.

(7) Biologische Behandlung

Im Anschluss an die mechanischen Aufbereitungsschritte erfolgt eine zweistufige biologische Behandlung bestehend aus:

- einer zwei- bis achtwöchigen Intensivrotte und
- einer sechs- bis zwölfwöchigen Nachrotte.

5.4.2.4 Rückstände

Die heizwertreichen Rückstände aus der Siebung werden unter Nutzung der Energieinhalte thermisch behandelt. Die biologisch behandelten heizwertarmen Rückstände werden in einer Massenabfalldeponie abgelagert. Im Hinblick auf die Schadstoffbelastung ist die Herstellung von Müll-Klärschlammkompost, Erdsubstraten oder Rekultivierungsmaterialien aus Reststoffen der biologischen Behandlungsstufe als problematisch anzusehen und wird daher ablehnend beurteilt (MOSTBAUER et al, 1998).

5.4.2.5 Vor- und Nachteile

Vorteile

BMLFUW (2015b):

- Durch die mechanisch-biologische Behandlung reduziert sich das zu deponierende Volumen und verringert die Deponiegasbildung. Weiters weist das deponierte Material ein verbessertes Setzungsverhalten auf.

FRICKE et al (2002) zit. bei OLIVA et al (2009):

- Die Klärschlammzugabe verbessert die Abbauprozesse bei der biologischen Behandlung.
- Der Klärschlamm versorgt das Reststoffgemisch mit ausreichendem Stickstoffgehalt und dient der Feuchtigkeitsversorgung.

OLIVA et al, (2009):

- Eine dezentrale Lösung ist möglich.
- Der Preis für die Klärschlammbehandlung liegt unter jenem der Verbrennungsanlagen.

Nachteile

OLIVA et al (2009):

- Die Zugabe von Klärschlamm erschwert die Erreichung des Brennwertes des Outputmaterials (6.600 kJ/kg TS) und folglich der Deponierbarkeit.
- Durch die Deponierung des Outputmaterials stehen die Nährstoffe dem natürlichen Kreislauf nicht mehr zur Verfügung.
- Es kann zu einer erhöhten Geruchsbelastung kommen.
- Die Mitbehandlung von Klärschlamm kann eine erhöhte Emission von Ammoniak bewirken, was eine höhere Anforderung an die Abluftreinigung zur Folge hat.

SKUTAN & BRUNNER (2006) zit. bei OLIVA et al (2009):

- Anorganische Schadstoffe werden in der Rotte nicht abgebaut

6. Bewertungsverfahren von Entsorgungskonzepten

Die Hauptaufgabe eines Bewertungsverfahrens liegt in der transparenten Aufbereitung und Verdichtung von Informationen zur Vorbereitung einer Entscheidung. Eine Bewertung ist erforderlich, wenn mehrere Verfahren bzw. Alternativen zur Auswahl stehen. Die Grundlage für eine fundierte Entscheidung wird mit der Bildung von Prioritäten, d.h. einer vergleichenden, ordnenden oder quantifizierenden Einstufung der Alternativen erarbeitet (GRAHL, 1995 zit. bei SCHULTZ, 2002).

Es gibt verschiedene Ansätze, um Entscheidungen über geeignete Bewertungsverfahren auszuwählen. Der Fokus kann auf ökonomischen, ökologischen und/oder sozialen Aspekten basieren. Alle Bewertungsverfahren verfolgen dabei das Ziel, für Entscheidungsträger eine rationale und nachvollziehbare Entscheidungshilfe für die Auswahl eines Verwertungs- bzw. Entsorgungspfades bereit zu stellen (WOLKINGER et al, 2014).

Die vorgestellten Bewertungsverfahren entstammen dem Umweltmanagement bzw. Öko-Controlling oder dem Kostenmanagement bzw. der Betriebswirtschaftslehre. Es existieren nur wenige rein ingenieurwissenschaftliche Konzepte. Die nachfolgend beschriebenen Methoden spiegeln nur eine Auswahl an Ansätzen wieder, die jedoch den Stand der Wissenschaft auf diesem Gebiet umfassend repräsentieren (SCHULTZ, 2002).

Die Methoden können gemäß ihrem Schwerpunkt, wie folgt, unterteilt werden in:

- Methoden zur ökonomischen Bewertung und
- Methoden zur ökologischen Bewertung.

Erfordert die Fragestellung der Risikoabschätzung die Bewertung von mehreren Dimensionen, so kann die Multikriterienanalyse angewendet werden.

In der wirtschaftlichen Literatur und in Diskussionen gibt es über den Begriff und die Definition des „Risikos“ verschiedene Auffassungen, von „Gefahr einer Fehlabweichung“ bis zur mathematischen Definition „Risiko = Eintrittswahrscheinlichkeit x Ausmaß“ (ROMEIKE, 2004). Sind die Eintrittswahrscheinlichkeiten bei den zu vergleichenden Risiken gleich groß, können diese, bei relativen Vergleichen von Risiken, aus der Formel gekürzt werden. Die Höhe des Risikos entspricht nun der Höhe des Ausmaßes (NEUHOFER, 2016).

$$Risiko_A = Eintrittswahrscheinlichkeit * Ausmaß_A \rightarrow Risiko_A = Ausmaß_A \quad (3)$$

$$Risiko_B = Eintrittswahrscheinlichkeit * Ausmaß_B \rightarrow Risiko_B = Ausmaß_B \quad (4)$$

$$Risiko_C = Eintrittswahrscheinlichkeit * Ausmaß_C \rightarrow Risiko_C = Ausmaß_C \quad (5)$$

6.1 Modelle zur Bewertung des ökonomischen Ausmaßes – Betriebswirtschaft

Die ökonomische Bewertung dient der Ermittlung und Beurteilung von verursachten Kosten und der Wirtschaftlichkeit der betrachteten Verfahren (SCHULTZ, 2002).

„Mit Hilfe von Investitionsrechnungen ist es möglich, die quantitativen Aspekte einer Investition oder eines Investitionsprojektes zu erfassen und zu bewerten. Sie bilden damit ein wesentliches Instrument zur Planung und Kontrolle einer rationalen Investitionsentscheidung, die auf der wirtschaftlichen Vorteilhaftigkeit einer Investition basiert.“ (THOMMEN & ACHLEITNER, 2012).

Zu den Arten der Investitionsrechnungen gehören:

- Statische Investitionsrechnungen
- Dynamische Investitionsrechnungen

6.1.1 Statische Investitionsrechnungen

Mithilfe von statischen Investitionsrechnungen (siehe Abbildung 22) kann die Vorteilhaftigkeit von Investitionsprojekten beurteilt werden. Sie sind einfach zu handhaben und werden daher in der Praxis häufig angewendet. Auf Grundlage repräsentativer oder durchschnittlicher Werte wird die Vorteilhaftigkeit von abgrenzbaren, gleichartigen Investitionsprojekten festgestellt. Sie bezieht sich lediglich auf eine Periode, berücksichtigt keine Interdependenzen und basiert auf Kosten und Leistungen (DÄUMLER, 1998, OLFERT, 1998, OLFERT & REICHEL, 1999b, PFLAUMER, 1995; zit. bei OLFERT & RAHN, 2001).

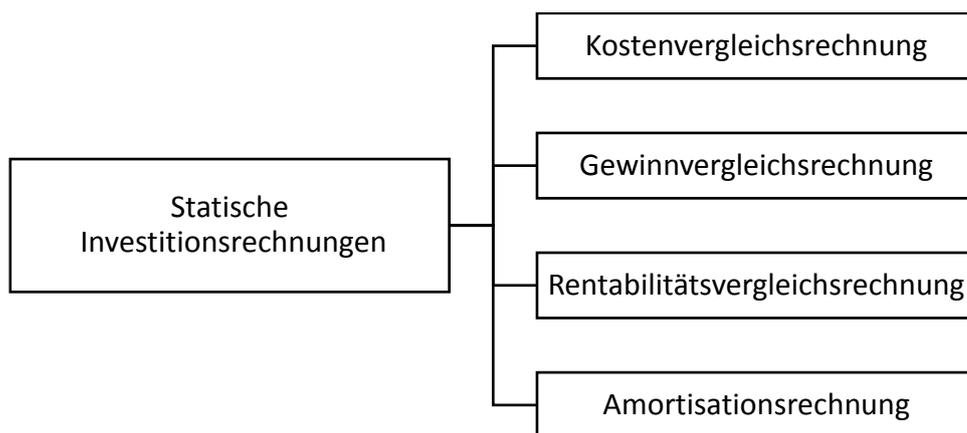


Abbildung 22: Verfahren der statischen Investitionsrechnungen

6.1.1.1 Kostenvergleichsrechnung

Das einfachste Verfahren der statischen Investitionsrechnung ist die Kostenvergleichsmethode (DÄUMLER, 1998, KRUSCHWITZ, 1995, OLFERT, 1998, OLFERT & REICHEL, 1999b; zit. bei OLFERT & RAHN, 2001). Grundsätzlich werden nur jene Kosten berücksichtigt, die durch das Investitionsprojekt verursacht werden, und vernachlässigt werden jene Kosten, die für alle Investitionsalternativen in gleicher Höhe anfallen. Entscheidungsrelevante Kostenarten sind damit folgende (THOMMEN & ACHLEITNER, 2012):

- Betriebskosten (K_b): Dazu gehören u.a. Lohn-, Material-, Instandhaltungs-, Energie- sowie Werkzeugkosten
- Kapitalkosten: Dazu gehören u.a. Abschreibungskosten (K_a) pro Zeitperiode und Zinskosten (K_z) des durchschnittlich gebundenen Kapitals.

Die Periodenkosten K können wie folgt errechnet werden:

$$K = K_a + K_b + K_z \quad (6)$$

$$K_a = \frac{I-L}{n} \quad (7)$$

$$K_z = \frac{I+L}{2} * \frac{p}{100} \quad (8)$$

- I Investitionsbetrag (Kapitaleinsatz)
- L Liquidationserlös des Investitionsobjekts am Ende der Nutzungsdauer
- n Laufzeit des Investitionsprojektes
- p Zinssatz (in Prozenten/Jahr)

Bezogen auf die Kosten pro Leistungseinheit (k) bei einer hergestellten Menge x :

$$k = \frac{K}{x} \quad (9)$$

Das vorteilhaftere Investitionsprojekt weist die geringeren Kosten auf (DÄUMLER, 1998, KRUSCHWITZ, 1995, OLFERT, 1998, OLFERT & REICHEL, 1999b; zit. bei OLFERT & RAHN, 2001).

6.1.1.2 Gewinnvergleichsrechnung

Die Gewinnvergleichsrechnung stellt eine Erweiterung der Kostenvergleichsrechnung dar. Sie zieht die Erlösseite in die Vergleichsrechnung mit ein (THOMME & ACHLEITNER, 2012). Dadurch lassen sich Investitionsprojekte besser beurteilen, da ein noch so kostengünstiges Investitionsobjekt nicht notwendigerweise auch einen Gewinn erwirtschaftet (BLOHM & LÜDER, 1995, KRUSCHWITZ, 1995, OLFERT, 1998, OLFERT & REICHEL, 1999b; zit. bei OLFERT & RAHN, 2001).

$$G = E - K \quad (10)$$

- G Gewinn (€/Periode)
- E Erträge (€/Periode)
- K Kosten (€/Periode)

6.1.1.3 Rentabilitätsvergleichsrechnung

Werden bei Investitionsprojekten unterschiedliche Kapitaleinsätze benötigt, so ist es sinnvoll, die Rentabilitäten bei der Beurteilung zu berücksichtigen. Die Rentabilitätsrechnung setzt den durchschnittlich erzielten Jahresgewinn in Beziehung zum durchschnittlich eingesetzten Kapital (THOMME & ACHLEITNER, 2012).

$$R = \frac{G}{D} * 100 \quad (11)$$

- R Rentabilität (%)
- G Gewinn (€/Periode)
- D Durchschnittlicher Kapitaleinsatz (€)

6.1.1.4 Amortisationsvergleichsrechnung

Die Amortisationsvergleichsrechnung wird auch als Pay-back-Methode, Pay-off-Methode oder Kapitalrückfluss-Methode bezeichnet. Die Vorteilhaftigkeit eines Investitionsprojektes wird anhand der Amortisationszeit gemessen. Das ist der Zeitraum bis das eingesetzte Kapital wieder in das Unternehmen zurückgeflossen ist. Die Zeitspanne kann wie folgt berechnet werden (BLOHM & LÜDER, 1995, DÄUMLER, 1998, OLFERT, 1998, OLFERT & REICHEL, 1999b; zit. bei OLFERT & RAHN, 2001):

$$t_w = \frac{A-RW}{\text{Durchschnittlicher Rückfluss}} \quad (12)$$

Wobei

$$\text{Durchschnittlicher Rückfluss} = \text{Durchschnittlicher Gewinn} + \text{Jährliche Abschreibungen} \quad (13)$$

t_w	Amortisationszeit (Jahre)
A	Kapitaleinsatz (€)
RW	Restwert (€)

6.1.2 Dynamische Investitionsrechnungen

Mithilfe von dynamischen Investitionsrechnungen (siehe Abbildung 23) kann die Vorteilhaftigkeit von Investitionsprojekten beurteilt werden. Die Merkmale, von denen sie sich von der statischen Investitionsrechnung unterscheiden, sind:

- sie bezieht sich auf alle Nutzungsperioden des Investitionsobjektes
- sie basiert auf Einzahlungen und Auszahlungen
- sie bedient sich finanzmathematischer Methoden.

Für die Berechnung der Vorteilhaftigkeit eignen sich daher dynamische Investitionsrechnungen wesentlich besser als die statischen, jedoch sind sie schwieriger zu handhaben als die statischen. Folglich werden sie in der Praxis weniger häufig eingesetzt (DÄUMLER, 1998, OLFERT 1998, OLFERT & REICHEL, 1999b, SEELBACH, 1993b; zit. bei OLFERT & RAHN, 2001).

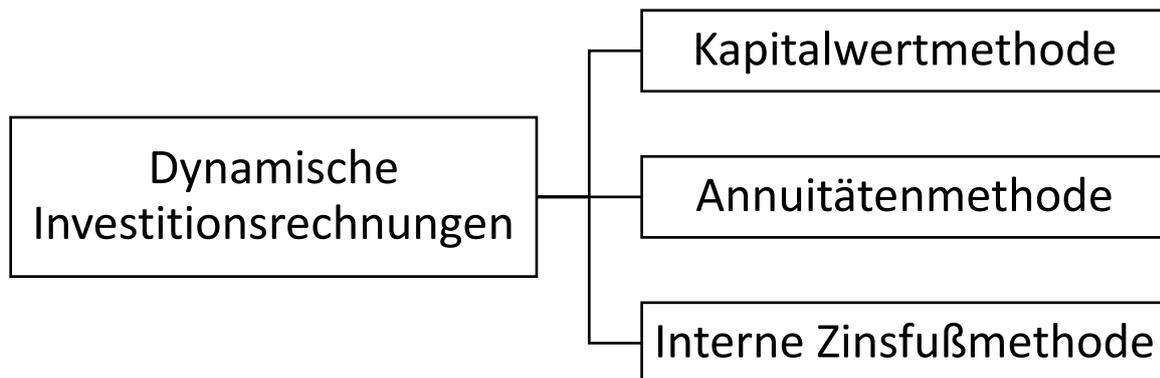


Abbildung 23: Verfahren der dynamischen Investitionsrechnungen

6.1.2.1 Kapitalwertmethode

Bei der Kapitalwertmethode - auch Bar-Kapitalwert-Methode genannt - dient der Kapitalwert zum Beginn der Nutzungsdauer von Investitionsprojekten als Maßstab der Vorteilhaftigkeit.

Unter Kapitalwert einer Investition versteht man die Differenz zwischen dem Barwert der investitionsbedingten Einzahlung und dem Barwert der investitionsbedingten Auszahlungen. Ein möglicher Liquidationserlös des Investitionsobjektes wird abgezinst und den Überschüssen des Investitionsobjektes zugerechnet.

$$C_0 = C_e - C_a \quad (14)$$

C_0	Kapitalwert
C_e	abgezinsten Einzahlung (einschließlich Liquidationserlös)
C_a	abgezinsten Auszahlung (einschließlich Anschaffungswert)

Der berechnete Kapitalwert kann positiv, negativ oder Null sein. Unter Beachtung der Ausgaben und der erwarteten Verzinsung ergibt sich ein Investitionsgewinn oder ein Investitionsverlust (KRUSCHWITZ, 1995, OLFERT, 1998, OLFERT & REICHEL, 1999b, SEELBACH, 1993b; zit. bei OLFERT & RAHN, 2001).

6.1.2.2 Annuitätenmethode

Bei der Annuitätenmethode ist die Annuität von Investitionen der Maßstab der Vorteilhaftigkeit. Die durchschnittlichen Einzahlungen werden den durchschnittlichen jährlichen Auszahlungen gegenübergestellt. Die Ein- und Auszahlungen werden in zwei äquivalente und uniforme Reihen umgerechnet und eine Diskontierung auf den Bezugszeitpunkt vorgenommen. Die somit ermittelten Barwerte werden danach in gleiche jährliche Überschüsse (die Annuitäten) aufgeteilt und mit dem Kapitalwiedergewinnungsfaktor multipliziert (DÄUMLER, 1998, KRUSCHWITZ, 1995, OLFERT, 1998, OLFERT, 1999b, OLFERT & REICHEL, 1999b; zit. bei OLFERT & RAHN, 2001).

$$d = C_0 * \left(q^n * \frac{(q-1)}{q^n - 1} \right) \quad (15)$$

d Annuitäten (€/Jahr)
 C₀ Kapitalwert (€)
 $\left(q^n * \frac{(q-1)}{q^n - 1} \right)$ Kapitalwiedergewinnungsfaktor

6.1.2.3 Interne Zinsfußmethode

Bei der internen Zinsfuß-Methode ist der Maßstab der Vorteilhaftigkeit der interne Zinsfuß. Das ist jener Zinssatz, der bei der Diskontierung der Ein- und Auszahlungsreihe zu einem Kapitalwert von Null führt. Dieser kann rechnerisch und graphisch ermittelt werden, indem zunächst zwei unterschiedliche Zinssätze als Versuchszinssätze gewählt werden, worauf der interne Zinssatz ermittelt wird (DÄUMLER, 1998, KRUSCHWITZ, 1995, OLFERT, 1998, OLFERT, 1999b, OLFERT & REICHEL, 1999b; zit. bei OLFERT & RAHN, 2001).

$$r = i_1 - C_{01} * \frac{i_2 - i_1}{C_{02} - C_{01}} \quad (16)$$

r interner Zinsfuß (%)
 i (Versuchs-)Zinssatz 1 bzw. 2 (%)
 C₀ Kapitalwert bei i₁ bzw. i₂ (€)

6.2 Modelle zur Bewertung des ökologischen Ausmaßes

Die ökologische Bewertung dient der Ermittlung und Beurteilung von Verfahren hinsichtlich ihrer Umweltauswirkungen. Unter Umweltauswirkung versteht man im Allgemeinen jede durch die Tätigkeit des betrachteten Verfahrens verursachte Auswirkung auf die Umwelt. Es kann sich dabei entweder um positive oder um negative Auswirkungen handeln (SCHULTZ, 2002).

6.2.1 ABC-Methode

6.2.1.1 Allgemeines

Sie entstammt aus der allgemeinen betrieblichen Entscheidungsfindung und wurde vom Institut für ökologische Wirtschaftsforschung Berlin (IÖW) den umweltrelevanten Fragestellungen angepasst. Das Augenmerk liegt nicht auf der Quantifizierung der Schadstoffmengen, sondern vielmehr im prinzipiellen Vorkommen (NIEDERL et al, 1999).

6.2.1.2 Anwendungsbereiche

Diese Bewertungsmethode kann im Rahmen von Ökobilanzen zur innerbetrieblichen Entscheidungsfindung bei der ökologischen Bewertung von Prozessen und Produkten genutzt werden (STAHL, 1998).

6.2.1.3 Aufbau

Die umfassende Beurteilung der Sachbilanz (Stoff- und Energieflüsse) erfolgt über einen Kriterienkatalog. Folgende Hauptkriterien sollten erfahrungsgemäß enthalten sein (HALLAY & PFRIEM, 1992, BUNDESUMWELTMINISTERIUM-UMWELTBUNDESAMT BRD (HRSG), 1995, PLAS et al, 1995; zit. bei NIEDERL et al, 1999):

- umweltrechtliche Rahmenbedingungen
- gesellschaftliche Anforderungen
- Beeinträchtigung der Umweltmedien Luft, Wasser und Boden und Toxizität eines Stoffes (Normalrisiko)
- Störfallneigung
- Internalisierte Umweltkosten (z.B. Abfallbeseitigung)
- Beeinträchtigung der Umwelt im Rahmen der vor- und nachgeschalteten Produktionsstufen
- Wertschöpfungspotential durch effektive Verwendung von Rohstoffen und Energie

Mithilfe der ABC-Methode sollen mögliche umweltrelevante Schwachstellen konkretisiert werden, wobei die Bewertung von den betriebsspezifischen Umweltzielen und den Beteiligten abhängig ist. In Abhängigkeit der Dringlichkeit des Handlungsbedarfs werden die zu beurteilenden Umweltkriterien in drei Kategorien unterteilt (NIEDERL et al, 1999):

- A-Einstufung: höchste Dringlichkeit
- B-Einstufung: mittelfristiger Handlungsbedarf
- C-Einstufung: kein unmittelbarer Handlungsbedarf

Die qualitative Analyse kann durch eine Mengenbetrachtung (XYZ-Bewertung) ergänzt werden (STAHL, 1998).

6.2.2 KEA- Kumulierter Energieaufwand

6.2.2.1 Allgemeines

Der kumulierte Energieaufwand gibt die Gesamtheit des primärenergetisch bewerteten Energieaufwands eines Produktes oder einer Dienstleistung an, vom Rohstoff in der Lagerstätte bis zur Deponie (NIEDERL et al, 1999) und soll Energieeinsparpotentiale aufzeigen (VDI, 1997 zit. bei STAHL, 1998).

Ausgehend vom Endprodukt wird der Energieverbrauch für jeden Teilstrom des Produktionsganges bis hin zum Rohstoff in der Lagerstätte untersucht und in einem Materialstammbaum dargestellt. Die Wahl der Bilanzgrenze ist daher ein wesentlicher Beeinflussungsfaktor bei der Berechnung. Der Kumulierte Energieaufwand wird in Kilojoule bzw. Wattstunden angegeben (NIEDERL et al, 1999).

6.2.2.2 Anwendungsbereiche

Der Kumulierte Energieaufwand kann für Dienstleistungen und Produkte, sowie einzelne Werkstoffe oder Prozesse angewendet werden (STAHL, 1998). Das Model versteht sich durch die ausschließliche Berücksichtigung energiebezogener Daten als integrativer Bestandteil einer Ökobilanz (LCA) (NIEDERL et al, 1999).

Neben dem Vergleich von Entscheidungsalternativen liefert der kumulierte Energieaufwand Aussagen über:

- die energieoptimierte Wahl der Werkstoffe und der Prozesstechnik,
- die energetische Bedeutung von Kreislaufführung und Recycling und
- die energieoptimierte Nutzungsdauer ökonomischer Güter (NIEDERL et al, 1999).

6.2.2.3 Aufbau

Der kumulierte Energieaufwand setzt sich aus der Summe der kumulierten Energieaufwendungen für Herstellung (KEA_H), die Nutzung (KEA_N) und die Entsorgung (KEA_E) des ökonomischen Gutes dar (VDI 1997 zit bei NIEDERL, 1999).

$$KEA = KEA_H + KEA_N + KEA_E \quad (17)$$

KEA_H: Kumulierter Energieaufwand für die Herstellung

Beinhalten jene Energieaufwendungen, die sich bei der Herstellung selbst, sowie bei der Gewinnung, Verarbeitung, Herstellung und Entsorgung der Fertigungs-, Hilfs- und Betriebsstoffe und Betriebsmittel ergeben.

KEA_N: Kumulierter Energieaufwand für die Nutzung

Beinhaltet den Betriebsenergieverbrauch, den Energieaufwand für die Herstellung und Entsorgung von Ersatzteilen, Hilfs- und Betriebsstoffen sowie von Betriebsmitteln, die für Betrieb und Wartung erforderlich sind.

KEA_E: Kumulierter Energieaufwand für die Entsorgung:

Beinhaltet die Energieaufwendungen zur Bereitstellung der Entsorgungseinrichtungen, für die eigentliche Entsorgung des Produktes, aber auch für die produktbedingten Hilfs- und Betriebsstoffe.

6.2.3 Methode der ökologischen Knappheit – Ökofaktoren 2006

6.2.3.1 Allgemeines

Im Rahmen einer Ökobilanzierung ermöglicht die Methode der ökologischen Knappheit die Wirkungsabschätzung von Sachbilanzen. Die Basis der Methode bildet der sogenannte Ökofaktor. Mithilfe von Ökofaktoren werden die Umweltbelastungen einer Schadstoffemission bzw. Ressourcenentnahme in der Einheit Umweltbelastungspunkte pro Mengeneinheit angegeben (FRISCHKNECHT et al, 2009).

Die Methode vergleicht den heutigen Fluss von Schadstoffen, Abfällen und Energien mit einem als kritisch erachteten. Die kritischen Flüsse werden aufgrund gesellschaftspolitischer und wissenschaftlicher Erkenntnissen festgelegt und spiegeln die nationale Priorität der Umweltpolitik und internationalen Vereinbarungen wieder (NIEDERL et al, 1999).

Derzeit existieren Ökopunkte u.a. für die Schweiz, Niederland, Schweden, Japan und Jordanien (NIEDERL et al, 1999) (ESU-SERVICE, o.J.).

Diese Methode geht von dem Ansatz aus, dass jedes Umweltmedium (Luft, Wasser Boden) nur bis zu einem gewissen Bereich mit Schadstoffen belastet werden kann und dass Ressourcen und Entsorgungsmöglichkeiten für Abfälle beschränkt sind (ARTHUR & MÜLLER-WENK, 1993 zit. bei NIEDERL et al, 1999).

6.2.3.2 Anwendungsbereiche

Sind die kritischen Flüsse der bedeutendsten Schadstoffe bekannt, ist diese Methode recht einfach durchzuführen. Daher hat sie breite Anwendung in Unternehmen erfahren, vor allem auch als Auswertemethode für Ergebnisse von Sachbilanzen und Input/Output-Analysen von Betrieben (FABRIKDERZUKUNFT, 2003).

6.2.3.3 Aufbau

Mithilfe von Ökofaktoren werden die Umweltwirkungen (Schadstoffemissionen und Ressourcenverbrauch) gewichtet. In Abhängigkeit von der Umweltgesetzgebung oder entsprechenden politischen Zielen leitet sich der Ökofaktor eines Stoffes ab. Je größer die Überschreitung, desto größer der Ökofaktor (FRISCHKNECHT et al, 2009).

Dieser besteht in seiner Grundform aus drei Elementen

- Charakterisierung,
- Normierung und
- Gewichtung

$$\text{Ökofaktor} = K * \frac{1 * \text{UBP}}{F_n} * \left(\frac{F}{F_k}\right)^2 * c \quad (18)$$

K Charakterisierungsfaktor eines Schadstoffs beziehungsweise einer Ressource

F_n Normierungsfluss: Aktueller jährlicher Fluss, bezogen auf die Schweiz

F Aktueller Fluss: Aktueller jährlicher Fluss, bezogen auf das Referenzgebiet

F_k Kritischer Fluss: Kritischer jährlicher Fluss, bezogen auf das Referenzgebiet

c Konstante (1012/a): Dient dazu, einfach darstellbare Zahlengrößen zu erhalten.

UBP Umweltbelastungspunkt: Einheit der bewerteten Umweltwirkung.

6.2.4 SPI – Sustainable Process Index

6.2.4.1 Allgemeines

Menschliche Aktivitäten verursachen durch die verschiedenste Art und Weise ökologische Drücke. Neben den gewollten Produkten werden auch Emissionen und Abfall produziert. Mithilfe des SPI-Konzept können diese dargestellt werden (SPIONWEB, 2015).

Beim SPI-Modell wird die Sachbilanz (Stoff- und Energiebilanz) und Leistungen (Strukturgüter und benötigtes Personal) auf einen Flächegebrauch umgerechnet. Das ist jene Fläche, die es ermöglicht, einen Prozess in das umgebende System einzubetten. Je niedriger der SPI, desto nachhaltiger ist der Prozess (KROTSCHEK, 1995 zit. bei NIEDERL et al, 1999).

6.2.4.2 Anwendungsbereiche

Die Anwendungsbereiche sind sehr vielfältig. Sie reichen von der strategischen Entscheidungshilfe bei der Wahl von Techniken, der Bewertung der Eignung von Prozessen für bestimmte Regionen bis zur Verbesserung von bestehenden Prozessen (KROTSCHEK 1995 zit. bei STÖGLEHNER, 1998).

6.2.4.3 Aufbau

Die Flächenumrechnung der Stoff- und Energieflüsse geschieht nach zwei Prinzipien (SUSTAIN, 1994 zit. bei SPIONWEB, 2015)

1. Menschliche Materialflüsse dürfen globale Stoffkreisläufe nicht verändern.
D.h. es darf nicht mehr fossiler Kohlenstoff (z.B.: Erdgas, Erdöl, Kohle) freigesetzt werden, als die Meere wiederaufnehmen und sedimentieren können, da ansonsten eine größere Fläche benötigt wird.
2. Menschliche Materialflüsse dürfen die Qualität der lokalen Umwelt nicht verändern.
Schadstoffeinträge in den Boden, in die Luft und ins Wasser dürfen nicht höher als die Aufnahmefähigkeit der lokalen Umwelt sein, da ansonsten eine größere Fläche benötigt wird.

Die Gesamtfläche des Fußabdrucks A_{tot} setzt sich aus folgenden Teilflächen zusammen:

- direkter Flächenverbrauch für Infrastruktur
- Flächenverbrauch für nicht erneuerbare Ressourcen
- Flächenverbrauch für erneuerbare Ressourcen
- Flächenverbrauch für die Aufnahme von fossilem Kohlenstoff
- Flächenverbrauch für die Aufnahme von Emissionen im Wasser
- Flächenverbrauch für die Aufnahme von Emissionen im Boden
- Flächenverbrauch für die Aufnahme von Emissionen in der Luft

Auf Basis der Größe A_{tot} können bereits vergleiche von Produkten, Prozessen und Dienstleistungen durchgeführt werden. Bezieht man die berechnete Fläche auf die Fläche pro Einwohner für die nachhaltige Existenz (a_{in}), so erhält man den SPI- Wert (KROTSCHEK, 1995 zit. bei NIEDERL 1999)

$$SPI = \frac{A_{tot}}{a_{in}} \left[\frac{cap}{unit} \right] \quad (19)$$

Je kleiner die berechneten Flächen, desto geringer sind die Umwelteinflüsse (vgl. Tabelle 55).

Tabelle 55: Interpretation des SPI Index (NIEDERL et al, 1999)

0,001 <	SPI << 1	Dienstleistung in der Nachhaltigkeit billig
	SPI < 1	Dienstleistung ist für die nachhaltige Entwicklung geeignet
	SPI > 1	Dienstleistung ist für die Nachhaltigkeit ineffizient (zu teuer)

6.2.5 LCA - Life-Cycle Assessment

6.2.5.1 Allgemeines

Die Ökobilanz (LCA) dient zur Quantifizierung von Umweltauswirkungen eines technischen Systems (z.B. ein Produktsystem) über den gesamten Lebensweg hinweg („von der Wiege bis zur Bahre“). Durch die Anwendung der Ökobilanz ist es möglich, den gesamten Lebensweg eines Produktes oder einer Aktivität zu berücksichtigen und dabei eine Vielzahl von Emissionen/Ressourcenverbräuchen sowie externe Umweltwirkungen zu quantifizieren und in die Entscheidungsfindung einzubringen. Dies ermöglicht in den meisten Fällen verschiedene Produkte bzw. Technologien zu vergleichen und eine Priorisierung von Verbesserungsmaßnahmen oder eine Auswahl der besten Alternative im Hinblick auf ökologische Aspekte zu ermöglichen (HELLWEG et al, 2015).

6.2.5.2 Anwendungsbereiche

Die Ökobilanz kann als eine Methode zur Untersuchung der Umwelteinflüsse von Produkten, Prozessen und Dienstleistungen während des gesamten Lebenszyklus angewendet werden (HELLWEG et al, 2015).

Sie eignet sich für folgende Bereiche:

- Auffinden von ökologischen Verbesserungspotentialen innerhalb des Lebenszyklus von Produkten oder Prozessen (Produkt- und Prozessdesign, Schwachstellenanalyse)
- Vergleich von Umweltauswirkungen verschiedener Produkte/Aktivitäten innerhalb derselben Funktion → Unterstützung bei Kaufentscheidungen (Ökolabels, ökologisches Marketing)
- Szenarienvergleiche zur Identifizierung von optimalen Strategien (Politik)

Sie ist nicht bzw. bedingt geeignet für:

- Störfallbedingte Einwirkungen auf die Umwelt (→ Prozessrisikoanalyse)
- Unterstützung bei der Standortwahl (→ nur sehr begrenzt, Umweltverträglichkeitsprüfung besser geeignet)
- Beurteilung des Umweltmanagements eines einzelnen Unternehmens (→ Ökoaudit)
- Bewertung der nicht-ökologischen Dimensionen der Nachhaltigkeit (soziale und ökonomische Aspekte)

6.2.5.3 Aufbau

Gemäß der ISO-NORM 14040/44 besteht die Ökobilanz aus vier Hauptphasen (Abbildung 24):

1. Ziel und Rahmenbedingung
2. Sachbilanz
3. Wirkungsbilanz
4. Auswertung

In der Praxis erfolgt die Durchführung meistens nicht rein sequentiell, sondern iterativ, da aufgrund möglicher Schwierigkeiten bei der Datensammlung in der zweiten Phase die Dokumentation in der ersten Phase angepasst werden muss. Zudem kann aufgrund der Resultate eine Verfeinerung der Datensätze erforderlich sein (Sensitivitätsanalyse) (HELLWEG et al, 2015).

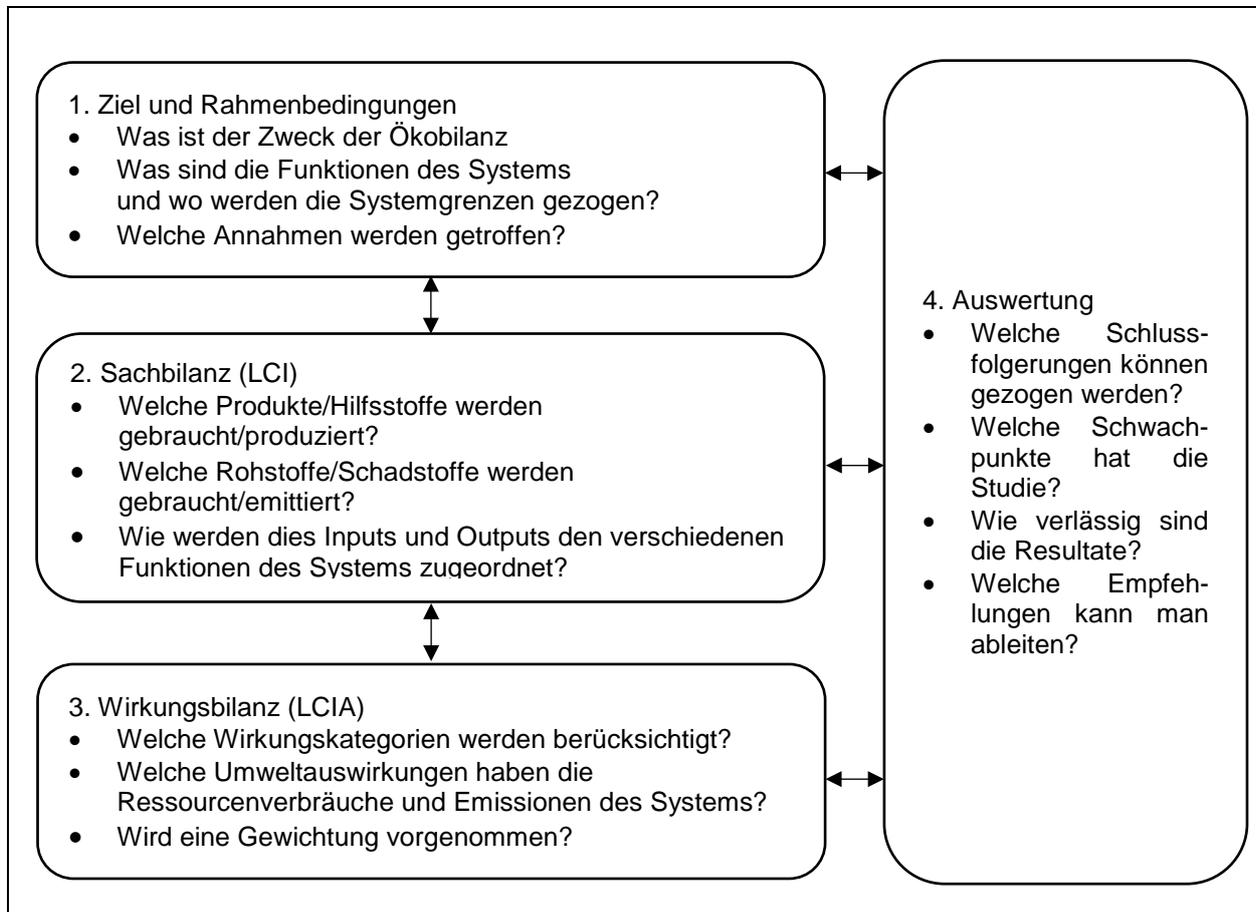


Abbildung 24: Phasen der Ökobilanz nach ISO 14040/44 (HELLWEG et al, 2015)

6.3 Multikriterienanalyse

6.3.1 Allgemeines

Die Multikriterienanalyse ist ein gutes und hilfreiches Instrument, um verschiedene Vorgehensvarianten untereinander vergleichbar zu machen. Sie ist leicht anwendbar und kann auf die entsprechende Fragestellung angepasst werden. Die Ergebnisse der Multikriterienanalyse sind zudem einfach interpretierbar (BÄTTIG et al, 2011).

Die Multikriterienanalyse (MKA) entstammt der betriebswirtschaftlichen Fachdisziplin „Operation Research“. Diese Disziplin beschäftigt sich mit der Zergliederung und Analyse von Entscheidungsstrukturen und Entscheidungen. Die MKA sucht die beste Alternative, die der Entscheidungsträger im Hinblick auf alle Ziele am meisten bevorzugt (ZIMMERMANN & GUTSCHE 1991, zit. bei RAUSCHMEYER, 2000). Unterschiedliche Verfahren und Technologien können bewertet werden, die nicht direkt miteinander vergleichbar sind (BÄTTIG et al, 2009). In Abstimmung mit dem Ziel werden die geeigneten Kriterien ausgewählt (RAUSCHMEYER, 2000).

Die Ziele der MKA können sich aus ökologischen, ökonomischen und gesellschaftlichen Kriterien zusammensetzen (BÄTTIG et al, 2011) und können sich widersprechen, d.h. eine Verbesserung eines Kriteriums kann das Ergebnis eines anderen verschlechtern (RAUSCHMEYER, 2000).

6.3.2 Anwendungsbereiche

Die Multikriterienanalyse kann auf ökologische, ökonomische und gesellschaftliche bzw. eine beliebige Kombination der zuvor genannten Bereiche angewendet werden.

6.3.3 Aufbau

Der Aufbau wird anhand der Multikriterienanalyse der Studie „Vergleich verschiedener Entsorgungswege des Klärschlammes aus der Region Luzern mittels Multikriterienanalyse und Ökobilanz“ (BÄTTIG et al, 2011) genauer erläutert.

Die Multikriterienanalyse besteht aus drei Teilen:

1. Bewertungskriterien

Die Bewertungskriterien gliedern sich in die Bereiche Ökologie, Ökonomie und Gesellschaft. Jeder Bereich wird durch zugehörige Indikatoren bewertet.

2. Nutzenfunktion

Die Bewertungsergebnisse werden mit Hilfe der Nutzenfunktion in einen Nutzwert umgerechnet und werden somit untereinander vergleichbar gemacht. Der Nutzwert von der Studie nach BÄTTIG et al (2011) liegt innerhalb des Bereiches 0 (=kleinster Nutzen) bis 1 (=größter Nutzen).

3. Gewichtungsfaktoren

Jedem Kriterium wird ein Gewichtungsfaktor zugewiesen. Die dadurch erhaltenen gewichteten Nutzwerte ermöglichen einen Vergleich zwischen den untersuchten Vorgehensweisen. Die Summe der Gewichtungsfaktoren ergibt 100%.

Die Durchführung der Multikriterienanalyse setzt sich aus folgenden fünf Schritten zusammen:

1. Quantifizierung oder qualitative Abschätzung der Ausprägung jedes Kriteriums bzw. Indikators für alle Entsorgungsvarianten.
2. Errechnung der Nutzwerte der Kriterien anhand der Nutzenfunktion auf einen Wert zwischen 0 und 1.
3. Gewichtungsfaktoren: Jedes Kriterium Gewichtung der Nutzwerte anhand der Gewichtungsfaktoren.
4. Addition der gewichteten Nutzwerte aller Kriterien zu einem Nutzwert pro Entsorgungsvariante.
5. Vergleichen der Nutzwerte der Entsorgungsvarianten und Interpretation der Ergebnisse in den Bereichen Umwelt, Ökonomie und Gesellschaft.

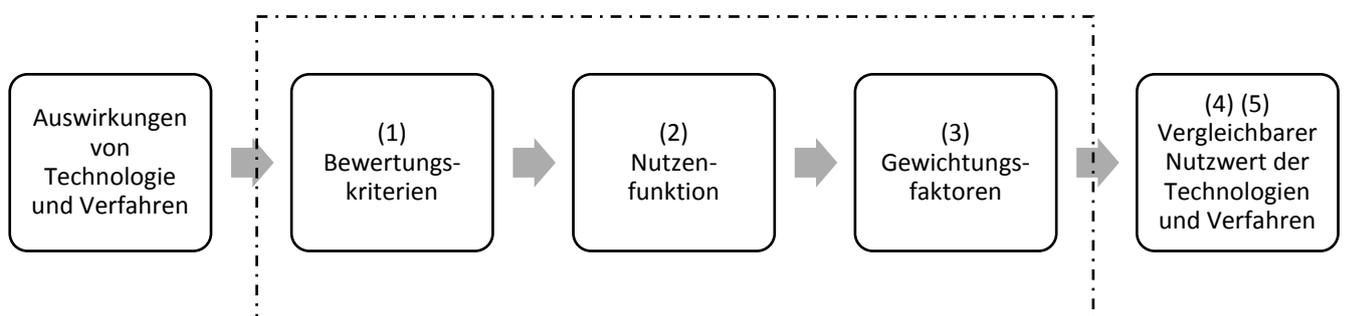


Abbildung 25: Bewertung von Technologien und Verfahren mittels einer Multikriterienanalyse (BÄTTIG et al, 2011)

7. Material und Methoden

7.1 Verwertungs- und Entsorgungspfade

Es werden Pfade ausgewählt, die zum jetzigen Zeitpunkt bereits in Österreich eingesetzt werden bzw. bereits im Ausland etabliert sind und zusätzlich ein technisch innovatives Verfahren. Zudem wird in der Auswahl auf das ÖWAV-Positionspapier „Klärschlamm als Ressource“ (ÖWAV, 2014) Rücksicht genommen. Dieses besagt *„Um die Abhängigkeit Österreichs von Phosphorimporten zu reduzieren, ist eine weitgehende Kreislaufführung dieses Phosphors derart anzustreben, dass die abfallwirtschaftlichen Ziele „Schutz von Mensch und Umwelt“ und „Schonung der Ressourcen“ erreicht werden“*.

Somit ergeben sich folgende Pfade, die in dieser Arbeit weiter untersucht und bewertet werden:

- Mitverbrennung
- Monoverbrennung
- hydrothermale Carbonisierung mit anschließender Monoverbrennung
- landwirtschaftliche Verwertung

Die Mitverbrennung wurde ausgewählt, da sie seit Jahren ein fixer Bestandteil ist und zudem hohe Anteile an der Klärschlamm Entsorgung in Österreich besitzt.

Derzeit gibt es in Österreich zwar nur eine aktive Monoverbrennungsanlage, aber mit Blick auf Deutschland wird deutlich, dass dieser Entsorgungspfad noch an Bedeutung zunehmen wird. Insbesondere im Falle eines Ausstiegs aus der landwirtschaftlichen Verwertung bietet die Monoverbrennung die Möglichkeit der Rückgewinnung von Phosphor aus der Verbrennungssasche.

Als Vertreter der künftigen Verwertungspfade wurde die hydrothermale Carbonisierung mit anschließender Monoverbrennung ausgewählt. Die Gründe liegen u.a. in der Möglichkeit der Phosphor Rückgewinnung aus der HTC-Kohle und im höheren Brennwert der erzeugten HTC-Kohle.

Als Referenz dient die landwirtschaftliche Verwertung, da sie derzeit das einzige praktizierte Verfahren zur Nutzung des im Klärschlamm enthaltenen Phosphors in Österreich ist. Weiters ist die Zukunft der landwirtschaftlichen Verwertung aufgrund der Diskussionen über potenzielle Risiken nicht gesichert (ÖWAV, 2014) und somit können die Ergebnisse dieser Arbeit einen Beitrag zur laufenden Diskussion leisten.

7.2 Auswahl des Bewertungsverfahrens - Multikriterienanalyse

Mit Hilfe der Multikriterienanalyse ist es möglich, die in dem Kapitel 6 vorgestellten Bewertungsverfahren zu kombinieren und somit kann ein breiteres Bewertungsspektrum abgedeckt werden. Die Auswahl der einzelnen Bewertungsverfahren geschieht unter Rücksichtnahme der drei Säulen der Nachhaltigkeit:

- Ökonomie
- Ökologie und
- Soziales (Gesellschaft)

Die Berechnung des ökologischen Ausmaßes orientiert sich an der im Kapitel 6.2.5 vorgestellten Ökobilanzierung (LCA). Die Ökobilanzierung bietet das breiteste Spektrum zur Berücksichtigung von umweltrelevanten Einflüssen. Es erfordert jedoch auch einen hohen Datenaufwand.

Aufgrund fehlender Datengrundlage ist es in dieser Arbeit jedoch nicht möglich, diese gemäß der ISO 14040/44 durchzuführen. Sie kann daher nur in abgewandelter Form angewendet werden. Aufgrund dessen darf die durchgeführte ökologische Bewertung nicht als Ökobilanz bezeichnet

werden. Als Risiko im ökologischen Sinn wird folglich das Ausmaß der abgewandelten Ökobilanzierung verstanden.

Für die Ermittlung des ökonomischen Ausmaßes werden die Entsorgungskosten und die Höhe der Investitionskosten pro Tonne Trockenmasse über die Abschreibungsdauer und der jährlichen Anlagenkapazität herangezogen. Für die Berechnung der Investitionskosten pro Tonne Trockenmasse wird eine adaptierte Amortisationsrechnung angewendet. Die Amortisationsrechnung gehört zu den statischen Investitionsrechnungen. Für die Berechnung der ökonomischen Vorteilhaftigkeit würden sich dynamische Investitionsverfahren besser eignen, sind aber im Vergleich zu den statischen schwieriger handzuhaben. Als Risiko im ökonomischen Sinn wird folglich das Ausmaß des Entsorgungskostenvergleiches und das Ausmaß der abgewandelten Amortisationsrechnung verstanden.

Die Bewertung des gesellschaftlichen Ausmaßes orientiert sich an den gesellschaftlichen Bewertungskriterien der Schweizer Studie „Vergleich verschiedener Entsorgungswege des Klärschlammes aus der Region Luzern mittels Multikriterienanalyse und Ökobilanzen“ (BÄTTIG et al, 2011). Als Risiko im gesellschaftlichen Sinn wird folglich das Ausmaß des Verkehrsaufkommens und das Ausmaß der gesellschaftlichen Akzeptanz verstanden.

Als Leitfaden für die Durchführung der Multikriterienanalyse dient die Schweizer Studie „Vergleich verschiedener Entsorgungswege des Klärschlammes aus der Region Luzern mittels Multikriterienanalyse und Ökobilanzen“ (BÄTTIG et al, 2011). Diese Methode wurde überarbeitet und an die ausgewählten Verwertungs- und Entsorgungspfade angepasst. Aufgrund fehlender Datengrundlagen wurden gewisse Aspekte nicht übernommen. Die Anpassungen basierten auf Rücksprache mit dem Betreuersteam dieser Arbeit, Literaturrecherchen und geführten Expertengesprächen. Für den Bereich Umwelt wurde ein Zeithorizont von 100 Jahren ausgewählt, und weiters wurden keine Gutschriften z.B.: für Substitution von Primärbrennstoffen oder CO₂ Gutschriften berücksichtigt.

7.2.1 Ziel und Rahmenbedingungen

7.2.1.1 Ziel

Ziel dieser Multikriterienanalyse ist es, die ausgewählten Verfahren zur Entsorgung bzw. Verwertung von Klärschlamm vergleichbar zu machen und eine Rangordnung zu erstellen. Dabei stehen die drei Säulen der Nachhaltigkeit im Vordergrund:

Ökologie

Berücksichtigt wird, die optimale Nutzung des Energieinhaltes des Klärschlammes, sowie die Bestimmung der emittierten Schadstoffe und die Bewertung der verursachten Umweltbelastungen.

Ökonomie

Dieses Kriterium befasst sich mit der Minimierung des wirtschaftlichen Risikos sowie dem Vergleich der Entsorgungskosten.

Gesellschaft

Der Bereich Gesellschaft vergleicht die gesellschaftliche Akzeptanz und die lokalen Beeinträchtigungen.

7.2.1.2 Funktionelle Einheit

Da die Verfahren die gleiche Funktion erfüllen (Entsorgung bzw. Verwertung von Klärschlamm), jedoch mit unterschiedlichen Ansätzen, muss sichergestellt werden, dass Gleiches mit Gleichem verglichen wird. Dies geschieht durch die Verwendung einer funktionellen Einheit, d.h. alle Input bzw. Outputdaten (Emissionen) und sowie deren Wirkungen beziehen sich, soweit es möglich ist, auf die gleiche Einheit. Als funktionelle Einheit dieser Multikriterienanalyse wird „pro Tonne Trockenmasse (TM)“ ausgewählt.

7.2.1.3 Annahmen

Folgende Annahmen werden getroffen:

- Um den Einfluss des Trockenmasseanteils zu verdeutlichen, werden unterschiedliche Trockenmasseanteile für die einzelnen Verfahren angenommen.
- Es werden nur die Emissionen, die durch die Behandlung bzw. Verwertung von Klärschlamm emittiert werden, berücksichtigt.
- Emissionen in der Vorkette werden vernachlässigt.
- Bei der Mitverbrennung werden nur jene Emissionen berücksichtigt und bewertet, die durch die Verbrennung von Klärschlamm emittiert werden.
- Für den Bereich Umwelt wird ein Zeithorizont von 100 Jahren angenommen, um die Auswirkungen auf künftige Generationen zu verdeutlichen bzw. um auch langfristige Deponieemissionen zu berücksichtigen.
- Zusätzliche für den Prozess erforderliche Energien (z.B.: Stützflamme bei der Verbrennung) werden nicht berücksichtigt, da sie vergleichsweise gering sind.
- Gutschriften für die Substitution von Primärbrennstoffen bzw. CO₂ Gutschriften werden nicht berücksichtigt.
- Die Vermarktung von Phosphor wird nicht berücksichtigt. Es wird angenommen, dass phosphorhaltige Asche in einen eigens dafür vorgesehenen Deponiebereich abgelagert wird, um den Phosphor zu einem späteren Zeitpunkt rückzugewinnen zu können.
- Die Vermarktung von Abwärme bzw. der erzeugten elektrischen Energie wird nicht berücksichtigt, da es von der Anlagengröße und des Anlagentypus abhängt, ob diese erzeugt werden bzw. ein Überschuss zur Vermarktung vorliegt.
- Um die Emissionen zu berechnen wird die Allokation nach physikalisch-chemischen Zusammenhängen angewendet (Stoffflussanalyse).
- Der bei der Mono- und Mitverbrennung anfallende Filterkuchen wird in Untertagedeponien deponiert. Unter der Voraussetzung eines sorgfältigen Einbaus wird angenommen, dass keine flüssigen oder gasförmigen Emissionen nach außen treten können (HAUSENBERGER, 2009).

7.2.1.4 Systemgrenzen

Die Systemgrenzen der einzelnen Entsorgungspfade setzen sich wie folgt zusammen:

Mitverbrennung

Die Systemgrenze beinhaltet den Transport des ausgefaulten und entwässerten Klärschlammes von der Kläranlage zur Mitverbrennungsanlage, wo dieser anschließend mitverbrannt wird (siehe Abbildung 26). Der Transport wird anhand des Transportvolumens pro Tonne Trockensubstanz ($\text{m}^3/(\text{t.TS})$) bewertet. Der Anteil der Trockensubstanz wird mit 30 % angenommen. Die jährliche Anlagenkapazität wird mit rund 300.000 t pro Jahr angenommen, davon entfallen 15% der Kapazität für die Mitverbrennung vom Klärschlamm. Die anfallenden festen Rückstände werden einer Reststoffdeponie zugeführt.

Für die Bewertung der Umweltauswirkungen werden einerseits, die bei der Mitverbrennung entstehenden gasförmigen Emissionen, andererseits auch die flüssigen Emissionen, die durch die Deponierung der Asche entstehen, berücksichtigt. Nicht berücksichtigt werden flüssige Emissionen aus der Mitverbrennung, da diese in die Kanalisation geleitet werden und potenzielle Emissionen vom Filterkuchen, da diese in Untertagedeponien abgelagert werden.

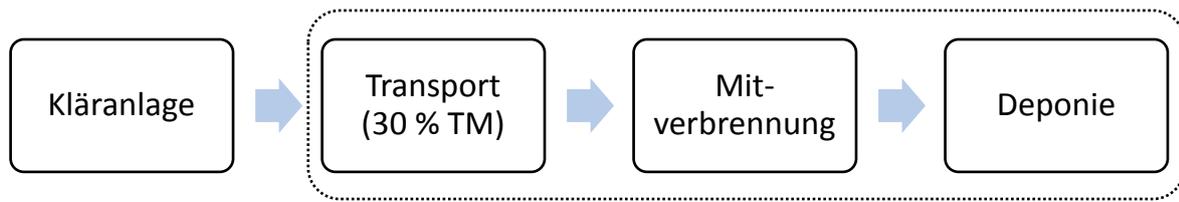


Abbildung 26: Systemgrenze Mitverbrennung

Monoverbrennung

Die Systemgrenze beinhaltet die solare Trocknung des ausgefaulten Klärschlammes und den anschließenden Transport des getrockneten Klärschlammes zur Monoverbrennungsanlage, wo dieser anschließend verbrannt wird. Der Transport wird anhand des Transportvolumens pro Tonne Trockensubstanz ($m^3/(t.TS)$) bewertet. Der Anteil der Trockensubstanz wird mit 90 % angenommen. Die Anlagenkapazität wird mit 18.000 t TM Klärschlamm pro Jahr angenommen. Die anfallenden festen Rückstände werden einer Reststoffdeponie zugeführt (Abbildung 27).

Für die Bewertung der Umweltauswirkungen werden die CO_2 Emissionen, die durch den erforderlichen Strombedarf für die solare Trocknung von 25 auf 90 % TM anfallen, die bei der Monoverbrennung entstehenden gasförmigen Emissionen und die flüssigen Emissionen, die durch die Deponierung der Asche entstehen, berücksichtigt. Nicht berücksichtigt werden flüssige Emissionen aus der Monoverbrennung, da diese in die Kanalisation geleitet werden und potenzielle Emissionen vom Filterkuchen, da diese in Untertagedeponien abgelagert werden.

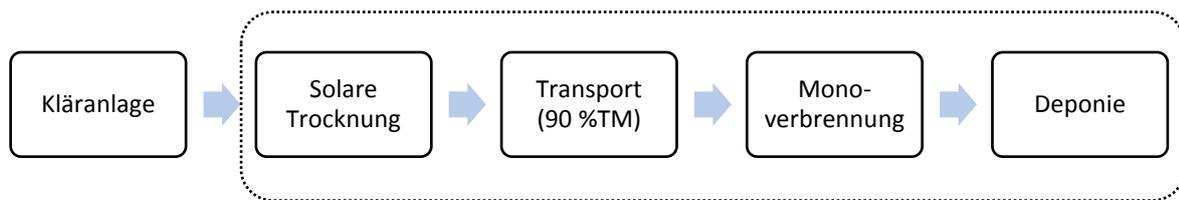


Abbildung 27: Systemgrenze Monoverbrennung

HTC

Die Systemgrenze beinhaltet den Transport des ausgefaulten und entwässerten Klärschlammes von der Kläranlage zur HTC-Anlage, wo dieser in HTC-Kohle umgewandelt wird. Anschließend wird die HTC-Kohle in einer Monoverbrennungsanlage verbrannt. Der Transport wird anhand des Transportvolumens pro Tonne Trockensubstanz ($m^3/(t.TS)$) bewertet. Der Anteil der Trockensubstanz wird mit 25 % angenommen. Die HTC-Anlagenkapazität wird mit 80.000 t (FS) pro Jahr festgelegt. Es wird angenommen, dass sich die Masse im Vergleich zur Ausgangsmasse um 10% reduziert (RAMKE & BLÖHSE, 2010). Die erzeugte HTC-Kohle wird anschließend einer Monoverbrennung mit integrierter Trocknung zugeführt. Die Anlagenkapazität wird mit 18.000 t TM HTC-Kohle festgelegt.

Für die Bewertung der Umweltauswirkungen werden einerseits, die bei der HTC-Anlage und bei der Monoverbrennung entstehenden gasförmigen Emissionen, andererseits die flüssigen Emissionen, die durch die Deponierung der Monoverbrennungsasche entstehen, berücksichtigt. Nicht berücksichtigt werden flüssige Emissionen aus der HTC und Monoverbrennung, da diese in die Kanalisation geleitet werden. Weiters werden Emissionen vom Filterkuchen nicht berücksichtigt, da diese in Untertagedeponien abgelagert werden.

Die Investitionskosten für eine HTC-Anlage bewegen sich nach aktuellen Stand zwischen 8 und 12 Millionen Euro. Da es sich dabei um ein künftiges Verfahren handelt, wird nicht mit dem oberen Rahmen der Preisspanne gerechnet.

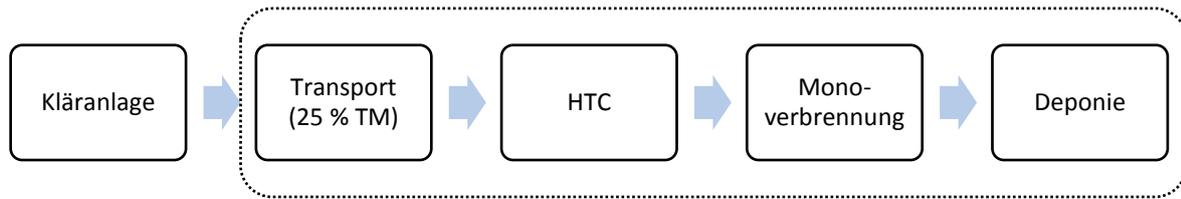


Abbildung 28: Systemgrenze HTC

Landwirtschaftliche Verwertung

Die Systemgrenze beinhaltet den Transport des ausgefaulten und entwässerten Klärschlammes von der Kläranlage zur landwirtschaftlichen Verwertung. Der Transport wird anhand des Transportvolumens pro Tonne Trockensubstanz (m³/(t.TS)) bewertet. Der Anteil der Trockensubstanz wird mit 30 % angenommen. Die jährlich ausgebrachte Klärschlammmenge wird mit 1.500 t FS pro Jahr angenommen.

Für die Bewertung der Umweltauswirkungen werden die Auswirkungen der festen Rückstände des Klärschlammes auf den landwirtschaftlichen Flächen berücksichtigt.

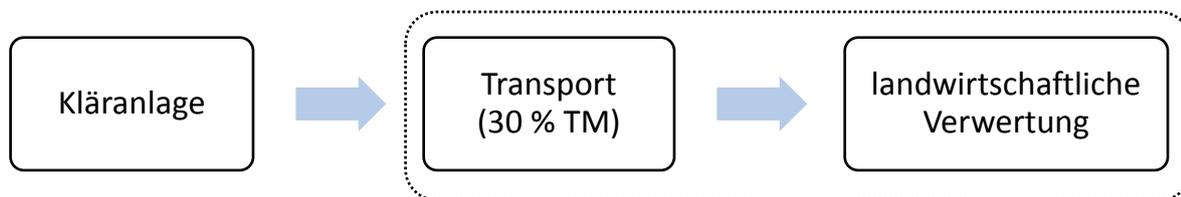


Abbildung 29: Systemgrenze landwirtschaftliche Verwertung

7.2.1.5 Anlagenkonfigurationen

In der Tabelle 56 sind die Anlagenkapazitäten, die angenommene Abschreibungsdauer, Entsorgungskosten (bezogen auf die Feuchtsubstanz) und Investitionskosten der einzelnen Pfade aufgelistet.

Tabelle 56: Übersicht Anlagenkonfigurationen

		TS [%] KS	Anlagenkapazität [t/a]	Angenommene Abschreibungsdauer [a]	Entsorgungskosten [€/t FS]	Investitionskosten [€]	Emissionen	
							Anlage	Deponie
Mitverbrennung ¹⁾		30	300.000	25	(60-90) 75	100.000.000	Gasförmig	Flüssig
Monoverbrennung ²⁾ Incl. Solarer Trocknung		90	80.000 (22,5%TS)	25	53,9	29.976.000	Gasförmig	Flüssig
HTC	HTC-Anlage ³⁾	25	80.000 (25%TS)	25	(45-55) 55	(8.000.000-12.000.000) 12.000.000	Gasförmig	Flüssig
	Mono-verbrennung	90	18.000	25	250 (100%TS)	29.976.000		
Landwirtschaftliche Verwertung		30	1.500 (30%TS)	10	30 ²⁾	133.200 ⁴⁾	Fest	-

¹⁾ anonymisierte Quelle (2015b) ²⁾ TU-GRAZ(2015) ³⁾ AVA_CO2 (2014b) ⁴⁾ LANDWIRT (2016)

7.2.1.6 Bewertungskriterien

Entsprechend der drei Säulen der Nachhaltigkeit werden die Bewertungskriterien grob in drei Bereiche (Umwelt, Ökonomie und Gesellschaft) unterteilt. Jeder Bereich setzt sich aus konkreten Bewertungskriterien zusammen, welche von einem oder mehreren Indikatoren bestimmt werden. Die Übersicht der verwendeten Bewertungskriterien und ihre Indikatoren sind in der Tabelle 57 zusammengefasst.

Tabelle 57: Bewertungskriterien, ihre Indikatoren und deren Einheit der einzelnen Bereiche

	Kriterium	Indikator	Einheit
Bereich Umwelt			
U1	Schonung nicht erneuerbarer Energieträger	Heizwert	MJ/t KS
U2	Klimawandel	Treibhauspotential	kg CO ₂ eq./t.TS
U3	Verbreitung hormonaktiver Substanzen	Östrogenes Potential von Mikroverunreinigungen	Ordinale Skala
U4	Humantoxizität	Humantoxizitätspotential	g 1,4-DCB _{eq} ./t TS
U5	Ökotoxizität	(1) Aquatische Ökotoxizität (2) Terrestrische Ökotoxizität	g 1,4-DCB _{eq} ./t TS
Bereich Ökonomie			
O1	Entsorgungskosten	Entsorgungskosten	€/t.TS
O2	Minimierung des wirtschaftlichen Risikos	Hohe der Investitionskosten	€/t.TS
Bereich Gesellschaft			
G1	Lokale Beeinträchtigungen	Verkehrsaufkommen	m ³ /t.TS
G2	Gesellschaftliche Akzeptanz	Einstellung gegenüber dem Entsorgungsweg	Ordinale Skala

- Bereich Umwelt

Schonung nicht erneuerbarer Energieträger (U1)

Dieser Indikator entspricht dem Heizwert.

Klimawandel (U2)

Das Treibhauspotential berücksichtigt nur die vom Klärschlamm freigesetzten CO₂ Emissionen. Es werden keine CO₂-Gutschriften berücksichtigt.

Verbreitung hormonaktiver Substanzen (U3)

Dieser Indikator gibt an, ob hormonaktive Substanzen in die Umwelt ausgetragen werden. Der Indikator wird mit einer ordinalen Skala quantifiziert (Ausbringung ja/nein).

Humantoxizität (U4)

Die Humantoxizität berücksichtigt die Auswirkungen der Schadstoffe in den Wirkungsmedien Luft, Wasser und Boden auf die menschliche Gesundheit.

Aquatische Ökotoxizität (U5.1)

Dieser Indikator bewertet toxische Wirkungen auf das aquatische System.

Terrestrische Ökotoxizität (U5.1)

Dieser Indikator bewertet toxische Wirkungen auf das terrestrische System.

- Bereich Ökonomie

Entsorgungskosten (O1)

Die Entsorgungskosten spiegeln die für einen Kläranlagenbetreiber, bezogen auf eine Tonne Trockenmasse, anfallenden Entsorgungskosten wieder. Sie beinhalten weder Einnahmen durch den Verkauf von Produkten noch anfallende Kosten für Transporte.

Minimierung des wirtschaftlichen Risikos (O2)

Der Indikator beschreibt die Investitionskosten pro Tonne Trockenmasse über die Anlagenkapazität und der Abschreibungsdauer.

- Bereich Gesellschaft

Lokale Beeinträchtigungen (G1)

Der Indikator bewertet die Beeinträchtigung der Bevölkerung durch Transporte. Je höher der Trockenmasseanteil der transportierten Klärschlammmenge ist, desto geringer ist das Verkehrsaufkommen und somit geringere lokale Beeinträchtigung.

Gesellschaftliche Akzeptanz (G2)

Dieses Kriterium bestimmt die gesellschaftliche Akzeptanz der Bevölkerung gegenüber der Technologie. Varianten bei denen es möglich ist Phosphor rückzugewinnen werden mit 1/3 Punkten höher bewertet. Der Nutzwert wird mittels einer ordinalen Skala bestimmt.

7.2.2 Sachbilanz

7.2.2.1 Datenerhebung und Parameterauswahl

Für die Parameterauswahl wurden die von KÜGLER et al (2004) erhobenen Klärschlammparameter mit den Transferkoeffizienten für Mitverbrennung, Monoverbrennung, HTC und landwirtschaftliche Verwertung gegenübergestellt und auf Vorhandensein eines entsprechenden Äquivalenzfaktors geprüft. Es wurden für den Kohlenstoffgehalt im Klärschlamm und den Staub im Reingas Annahmen getroffen. Da die Reststoffe aus der thermischen Behandlung (z.B.: Asche) ein erhebliches Schadstoffpotential besitzen, wurden potentielle Emissionen aus Deponieablagerungen mitberücksichtigt.

Eine genaue Übersicht der Datenerhebung und den folglich berücksichtigten Parametern ist in der Tabelle 58 aufgeschlüsselt. Die absoluten Werte sind den nachfolgenden Kapiteln zu entnehmen.

7.2.2.2 Zusammensetzung des Ausgangsmaterials

Tabelle 59 zeigt die berücksichtigten Parameter und ihre Konzentrationen nach KÜGLER et al (2004).

Tabelle 59: Zusammensetzung des Ausgangsmaterials

	mg/kg TM
Arsen	6,05
Blei	53,8
Cadmium	1,19
Kobalt	6,53
Kohlenstoff	350.000 ¹⁾
Kupfer	197
Nickel	27,7
Quecksilber	1
Zink	810
¹⁾ Eigene Ergänzung	

7.2.2.3 Güterflüsse

Die Transferkoeffizienten auf Güterebene lassen sich aus den In- und Outputgütern berechnen. Tabelle 60 zeigt den Verbleib des Ausgangsmaterials in den einzelnen Phasen nach der Beendigung der Umwandlungsprozesse für die einzelnen Prozesse.

Tabelle 60: Transferkoeffizienten Güterebene in Prozent

Phase	Mitverbrennung ¹⁾	Monoverbrennung ¹⁾	HTC ²⁾	LW
Gas	79	79	9,7	0/52 ³⁾
Flüssig	0	0		0/0,3 ³⁾
Fest	Schlacke	-	90,3	100/47,7 ³⁾
	Filterstaub	20		
	Filterkuchen	2		
1) BMLFUW, 2015d S.127 2) RAMKE & BLÖHSE et al, 2010 3) nach LÖSCHAU (2006) gilt nur für Kohlenstoff				

7.2.2.4 Stoffflussanalyse

Die Stoffflussanalyse ist eine Methode zur Beschreibung und Analyse von beliebig komplizierten Stoffhaushaltssystemen. Die Wege von Stoffen und/oder Gütern können systematisch erfasst werden. In einem abgrenzten System werden alle Eingangs- und Ausgangsgrößen unter Berücksichtigung der Akkumulation (Lager) und der Umwandlung der Massen gegenübergestellt. Gemäß dem Massenerhaltungsgesetz geht keine Masse verloren, sondern es ändert sich nur ihr Zustand (HAUSENBERGER, 2009).

Die Stoffflussanalyse wird mit Hilfe der physikalisch-chemischen Zusammenhänge veranschaulicht. Die meisten Emissionen können mit Transferkoeffizienten quantifiziert werden. In Abhängigkeit des Verfahrens und des zugeführten spezifischen Inputmaterials variieren die Transferkoeffizienten. Es ist zu beachten, dass die Verwendung von Transferkoeffizienten eine Vereinfachung darstellt und die Koeffizienten in der Realität nicht immer linear sind, da sie auch von den Betriebsparametern abhängen (HELLWEG et al, 2015).

Besonders bei thermischen Anlagen sind diese abhängig von der Konstruktion und den Betriebsparametern und müssen daher als grobe Durchschnittswerte angesehen werden (DEUERLING, 2009).

Die verwendeten Transferkoeffizienten für die thermische Behandlung (Mitverbrennung, Monoverbrennung) (siehe Tabelle 61) beziehen sich auf die Wirbelschichtöfen 1 bis 3 (WSO 1 – 3) des Standortes Simmeringer Haide der Fernwärme Wien nach LÖSCHAU (2006).

Derzeit ist es noch nicht möglich, das Verhalten von Schwermetallen bzw. allgemein der Anorganik während der hydrothermalen Carbonisierung zu beschreiben (FUNKE, 2016). Das

Wissen dazu ist noch recht fragmentarisch und Gegenstand aktueller Arbeiten, zu denen aber noch keine aussagefähigen Daten vorliegen (DEERBERG, 2016). Die angegebenen Transferkoeffizienten (siehe Tabelle 62) entstammen aus einem laufenden Projekt und daher wird die Quelle nur anonymisiert angegeben.

Bei den Transferkoeffizienten für die landwirtschaftliche Verwertung wird angenommen, dass die im Klärschlamm gebundenen Schwermetalle sich vollständig im Boden anreichern (siehe Tabelle 62) (KNAPPE et al, 2012). Schwermetallaufnahme durch Pflanzen wird nicht berücksichtigt, da die Menge von der angebauten Pflanzenkultur abhängt und ob diese abgeerntet wird oder nicht.

Die Abschätzung der Transferkoeffizienten für Deponien (siehe Tabelle 63) ist aufgrund des langfristigen und un stetigen Verhaltens des Deponiekörpers nur schwierig zu treffen und wird zumeist von Literaturdaten und Annahmen abgeschätzt.

Tabelle 61: angenommene Transferkoeffizienten für Mitverbrennung und Monoverbrennung in Prozent (LÖSCHAU, 2006)

	Fest				Gas	Flüssig
	Schlacke	Flugstaub	Filterkuchen	Schrott	Emissionen	Abwasser
Arsen	0	97,96	0,65	0	0,073	1,312
Blei	0	96,31	3,61	0	0,057	0,031
Cadmium	0	34,38	64,93	0	0,169	0,52
Kobalt	0	98,99	0,46	0	0	0,546
Kohlenstoff ¹⁾	0	< 1,00	< 1,00	0	99	-
Kupfer	0	99,39	0,6	0	0,004	0,01
Nickel	0	98,69	1,19	0	0,028	0,095
Quecksilber	0	1,73	98,02	0	0,223	0,024
Zink	0	94,44	5,54	0	0,006	0,009

¹⁾ BMLFUW (2015d)

Tabelle 62: angenommene Transferkoeffizient für HTC und landwirtschaftliche Verwertung in Prozent

	HTC ⁴⁾			Landwirtschaftliche Verwertung ³⁾		
	Fest	Gas	Flüssig	Fest	Gas	Flüssig
Arsen	100	-	0	100	0	0
Blei	95	-	5	100	0	0
Cadmium	68	-	32	100	0	0
Kobalt	55	-	45	100	0	0
Kohlenstoff	89 ¹⁾	2 ¹⁾	9 ¹⁾	47,7 ²⁾	52,0 ²⁾	0,3 ²⁾
Kupfer	100	-	0	100	0	0
Nickel	82	-	18	100	0	0
Quecksilber	100	-	0	100	0	0
Zink	90	-	10	100	0	0

¹⁾ AVA-CO₂ (2014a) ²⁾ LÖSCHAU (2006) ³⁾ KNAPPE et al, 2012
⁴⁾ Quelle anonymisiert, 2015a

Tabelle 63: Transferkoeffizienten für Wirbelschichtaschedeponien nach 100 Jahren (BRUNNER et al, 2001)

	Fest	Gas	Flüssig			
	Deponie-restkörper	Deponiegas	Permeat	Konzentrat	Siwa-Grundwasser-pfad	Siwa-Bodenpfad
Blei	100	0	0,000002	0,002	0	0
Cadmium	100	0	0,0002	0,2	0	0
Quecksilber	0	0	1	99	0	0
Zink	100	0	0,00002	0,02	0	0

7.2.3 Wirkungsbilanz

7.2.3.1 Äquivalenzfaktoren

Mit Hilfe von Äquivalenzfaktoren werden alle Emissionen einer Wirkungskategorie (Sachbilanz) in eine gemeinsame Einheit überführt (Wirkungsbilanz) (HELLWEG et al, 2015). Die Äquivalenzfaktoren nach GUINEË et al. (2002) für den festgelegten Zeitraum von 100 Jahren sind in der Tabelle 64 angeführt.

Tabelle 64: Äquivalenzfaktoren nach GUINEË et al. (2002) für Wirkungszeitraum von 100 Jahren

Kriterium	U2 Klima- wandel	U4 Humantoxizität			U5.1 Aquatisches Ökotoxizität			U5.2 Terrestrisches Ökotoxizität		
		L	B	W	L	B	W	L	B	W
Äquivalenzeinheit	kg CO ₂ eq./kg	kg 1,4-DCB eq./kg			kg 1,4-DCB eq./kg			kg 1,4-DCB eq./kg		
Arsen (As)	-	350.000	310	130	17	33	210	2,6	1,2	1E-17
Blei (Pb)	-	29	27	5,2	0,14	0,27	9,6	0,12	0,049	4,8E-22
Cadmium (Cd)	-	150.000	2.800	11	12	24	1.500	52	100	1,4E-20
Kobalt (Co)	-	17.000	1.100	64	48	99	3.400	290	730	2,7E-18
Kohlendioxid (CO ₂)	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Kupfer (Cu)	-	4.300	96	0,45	0,71	1,5	1.100	31	55	4,1E-21
Nickel (Ni)	-	35.000	170	43	7,6	16	3.200	70	100	1E-18
Quecksilber (Hg)	-	260	130	100	3.200	7.400	1.700	59	100	9,9
Zink (Zn)	-	96	4,5	0,21	0,84	1,7	91	2	3	2,5E-21
L Luft B Boden W Wasser										

7.2.3.2 Nutzenfunktion

Mit Hilfe der Nutzenfunktion lassen sich die quantitativen und teilweise qualitativen Ergebnisse der einzelnen Kriterien auf eine dimensionslose Größe (den Nutzen) umrechnen. Der kleinste Nutzen bzw. die negativste Bewertung wird mit 0 und jener mit größten bzw. vorteilhaftesten Bewertung mit 1 bewertet. Ergebnisse, die zwischen den Minimal- und Maximalwert liegen, werden linear interpoliert. Einige Nutzwerte werden mit Hilfe einer ordinalen Skala bestimmt.

U1 Heizwert

- Berechnung des Indikatorwertes

Der Heizwert des Klärschlammes wird in Abhängigkeit des Trockensubstanzanteiles und des Kohlenstoffanteils (35% TM KS) aus der Abbildung 2 entnommen. Für die Berechnung des Heizwerts der HTC-Kohle, bezogen auf eine Tonne Trockenmasse Klärschlamm, wird angenommen, dass 70,5 % des ursprünglichen Energiegehalts (RAMKE et al, 2010) in einer Tonne HTC-Kohle wiederzufinden ist. Schlussendlich wird der HTC-Brennwert mit Hilfe der TM-Wiederfindungsrate (90,3 %) (RAMKE et al, 2010) auf die Ausgangsmasse zurückgerechnet.

$$H_{oHRT} = (H_o * WR_E) * \left(\frac{WR_{TM}}{100}\right) \quad (20)$$

H_{oHRT} angenommener Heizwert der HTC-Kohle

WR_E Wiederfindungsrate des Energieinhaltes in %

WR_{TM} Trockenmassewiederfindungsrate in %

H_o Brennwert des Inputmaterials

- Nutzwert

Tabelle 65: Nutzenfunktion Heizwert

Indikator	0 Punkte	1 Punkt
Heizwert	2.400 MJ/t	7.200 MJ/t

U2 Treibhauspotential

- Berechnung des Indikatorwertes

$$\text{Klimaänderung} = \sum_i GWP_{100,i} * m_i \quad (21)$$

GWP₁₀₀: Wirkungsäquivalent für Klimaerwärmungspotential über einen Zeitraum von 100 Jahren ausgedrückt in CO₂eq (Quelle IPCC 2006)

i: Substanz/Parameter

m_i: Emission der Substanz i

- Berechnung des Indikatorwertes für Monoverbrennung

$$\text{Klimaänderung} = \sum_i GWP_{100,i} * m_i + CO_{2-ST} \quad (22)$$

CO_{2-ST}: CO₂-Emissionen bei einer Trocknung von 25 auf 90 % TM nach MÜLLER et al (2011)

- Nutzwert

Tabelle 66: Nutzenfunktion Treibhauspotential

Indikator	0 Punkte	1 Punkt
Treibhauspotential	1271 kg CO ₂ eq/t.TS	667 kg CO ₂ eq/t.TS

U3 Östrogenes Potential von Mikroverunreinigungen

- Berechnung des Indikatorwertes

Das östrogene Potential von Mikroverunreinigungen in Reststoffen bzw. Klärschlamm bei der landwirtschaftlichen Ausbringung wird mit einer ordinalen Skala quantifiziert (Vorhandensein ja/nein).

- Nutzwert

Tabelle 67: Nutzenfunktion östrogenes Potential

Indikator	0 Punkte	1 Punkt
Östrogenes Potential	JA	NEIN

U4.1 Humantoxizitätspotential Luft

- Berechnung des Indikatorwertes

$$\text{Humantoxizität} = \sum_i HTP_{Luft100,i} * m_i + \sum_i HTP_{Boden100,i} * m_i + \sum_i HTP_{Wasser100,i} * m_i \quad (23)$$

HTP_{Luft100}: Wirkungsäquivalent für Humantoxizitätspotential Luft über einen Zeitraum von 100 Jahren ausgedrückt in 1,4-dichlorobenzene Äquivalenten (Quelle: Hijbregts, 2000; Hijbregts et al, 2000a) (GUINEË, 2002)

HTP_{Boden100}: Wirkungsäquivalent für Humantoxizitätspotential Boden über einen Zeitraum von 100 Jahren ausgedrückt in 1,4-dichlorobenzene Äquivalenten (Quelle: Hijbregts, 2000; Hijbregts et al, 2000a) (GUINEË, 2002)

HTP_{Wasser100}: Wirkungsäquivalent für Humantoxizitätspotential Wasser über einen Zeitraum von 100 Jahren ausgedrückt in 1,4-dichlorobenzene Äquivalenten (Quelle: Hijbregts, 2000; Hijbregts et al, 2000a) (GUINEË, 2002)

i: Substanz/Parameter

m_i: Emission der Substanz i

- Nutzwert

Tabelle 68: Nutzenfunktion Humantoxizitätspotential

Indikator	0 Punkte	1 Punkt
Humantoxizitätspotential Luft	37594 g 1,4-DCB eq./t.TS	2015 g 1,4-DCB eq./t.TS

U5.1 Aquatisches Ökotoxizitätspotential

- Berechnung des Indikatorwertes

$$\text{Aquatisches Ökotoxizitätspotential} = \sum_i \sum_{ecom} FAETP_{100,ecom,i} * m_{ecom,i} \quad (24)$$

FAETP₁₀₀: Wirkungsäquivalent für aquatisches Ökotoxizitätspotential über einen Zeitraum von 100 Jahren ausgedrückt in 1,4-dichlorobenzene Äquivalenten (Quelle: Hijbregts, 2000; Hijbregts et al , 2000a) (GUINEË, 2002)

i: Substanz/Parameter

m_i: Emission der Substanz i

e_{com}: Emissionsraum (Luft, Boden, Wasser)

- Nutzwert

Tabelle 69: Nutzenfunktion Aquatisches Ökotoxizitätspotential

Indikator	0 Punkte	1 Punkt
Aquatisches Ökotoxizitätspotential	21031 g 1,4-DCB eq./t.TS	31 g 1,4-DCB eq./t.TS

U5.2 Terrestrische Ökotoxizität

- Berechnung des Indikatorwertes

$$\text{Terrestrische Ökotoxizität} = \sum_i \sum_{ecom} TETP_{100,ecom,i} * m_{ecom,i} \quad (25)$$

TETP₁₀₀: Wirkungsäquivalent für aquatisches Ökotoxizitätspotential über einen Zeitraum von 100 Jahren ausgedrückt in 1,4-dichlorobenzene Äquivalenten (Quelle: Hijbregts, 2000; Hijbregts et al , 2000a) (GUINEË, 2002)

i: Substanz/Parameter

m_i: Emission der Substanz i

e_{com}: Emissionsraum (Luft, Boden, Wasser)

- Nutzwert

Tabelle 70: Nutzenfunktion terrestrisches Ökotoxizitätspotential

Indikator	0 Punkte	1 Punkt
Terrestrisches Ökotoxizitätspotential	10405 g 1,4-DCB eq./t.TS	7,49 g 1,4-DCB eq./t.TS

O1 Entsorgungskosten

- Berechnung des Indikatorwertes

$$Entsorgungskosten\ TS = \frac{Entsorgungskosten}{TS} * 100 \text{ [%]} \quad (26)$$

Entsorgungskosten: Entsorgungskosten pro Tonne Klärschlamm

TS: Anteil der Trockensubstanz in Prozent

- Nutzwert

Tabelle 71: Nutzenfunktion Entsorgungskosten

Indikator	0 Punkte	1 Punkt
Entsorgungskosten	486 €/ t.TS	100 €/ t.TS

O2 Höhe der Investitionskosten

- Berechnung des Indikatorwertes für Mitverbrennung, Monoverbrennung und landwirtschaftliche Verwertung

$$IVK = \frac{Investitionskosten}{Q_{Menge} * Abschreibungsdauer} * \left(\frac{100}{TS_{KS}} \right) \quad (27)$$

IVK: Investitionskosten pro Tonne Trockenmasse Klärschlamm

Q_{Menge}: Jährliche Verarbeitungskapazität in Tonnen pro Jahr

Abschreibungsdauer: Abschreibungsdauer in Jahre

TS: Trockensubstanz in %

- Berechnung des Indikatorwertes für HTC

$$IVK_{HTC} = \frac{Investitionskosten_{HTC}}{Q_{Menge} * Abschreibungsdauer} * \left(\frac{100}{TS_{KS}} \right) + \frac{Investitionskosten_{Mono}}{Q_{Menge} * Abschreibungsdauer} * \left(\frac{100}{TS_{HTCKohle}} \right) * \left(\frac{1}{WR_{TM}} \right) \quad (28)$$

WR_{TM} Trockenmassewiederfindungsrate in %

- Nutzwert

Tabelle 72: Nutzenfunktion Höhe der Investitionskosten

Indikator	0 Punkte	1 Punkt
Höhe der Investitionskosten	96,82 €/t.TS	29,60 €/t.TS

G1. Verkehrsaufkommen

- Berechnung des Indikatorwertes

$$Volumen\ pro\ Tonne\ TS \left[\frac{m^3}{t} \right] = \frac{Volumen_{KS\%}}{Feststoffe} \quad (29)$$

VolumenKS%: Gesamtvolumen von Feststoff und Wasser bei Feststoffgehalt % [m³]

Feststoff: Menge an Feststoff bei VolumenKS% [t]

- Nutzwert

Tabelle 73: Nutzenfunktion Verkehrsaufkommen

Indikator	0 Punkte	1 Punkt
Verkehrsaufkommen	1,11 m³/t TS	5,07 m³/t TS

G2 Einstellung gegenüber dem Entsorgungsweg

- Berechnung des Indikatorwertes

Je positiver die Einstellung gegenüber der Technologie ist, desto größer die gesellschaftliche Akzeptanz. Varianten mit Phosphor-Recycling werden mit 1/3 Punkten höher bewertet. Der Nutzwert wird mittels einer ordinalen Skala bestimmt (siehe Tabelle 74).

- Nutzwert

Tabelle 74: Nutzenfunktion Einstellung gegenüber dem Entsorgungsweg (BÄTTIG et al, 2011)

	0 Punkte	1/3 Punkte	2/3 Punkte	+ 1/3 Punkte
Einstellung gegenüber dem Entsorgungsweg	Negative Einstellung gegenüber Entsorgungsweg	Indifferente Einstellung und Berührungspunkte im Alltag vorhanden	Indifferente Einstellung und keine Berührungspunkte im Alltag oder positive Einstellung	Zusätzlich 1/3 Punkte für Varianten mit Phosphor-Recycling

7.2.3.3 Gewichtung der Nutzenfunktionen

Die Gewichtungsfaktoren orientieren sich an der Studie „Vergleich verschiedener Entsorgungswege des Klärschlammes aus der Region Luzern mittels Multikriterienanalyse und Ökobilanzen“ (BÄTTIG et al, 2011). Aufgrund der geringeren Anzahl an ausgewählten Kriterien werden die übernommenen Gewichtungsfaktoren hochgerechnet. Tabelle 75 stellt die ursprüngliche Gewichtung mit der adaptierten gegenüber.

Tabelle 75: ursprüngliche und adaptierte Gewichtungsfaktoren

Kriterien	MKA-Luzern	MKA
Bereich Umwelt	55%	55%
Schonung nicht erneuerbarer Energie	9%	13,03%
Schonung nicht erneuerbarer Ressourcen	8%	-
Klimaänderung	7%	10,13%
Verbreitung hormonaktiver Substanzen	6%	8,68%
Eutrophierung	4%	-
Humantoxizität	7%	10,13%
Ökotoxizität	9%	13,03%
Hoch radioaktive Abfälle	5%	-
Bereich Ökonomie	30%	30%
Entsorgungskosten	12%	17,14%
Minimierung des wirtschaftlichen Risikos	9%	12,86%
Entsorgungssicherheit	9%	-
Bereich Gesellschaft	15%	15%
Lokale Akzeptanz durch Beeinträchtigung	6%	8,18%
Gesellschaftliche Akzeptanz	5%	6,82%
Versorgungssicherheit	4%	-

7.2.3.4 Sensitivitätsanalyse

Der Einfluss verschiedener Größen auf die Ergebnisse der Multikriterienanalyse wird mit Hilfe der Sensitivitätsanalyse untersucht (BÄTTIG et al, 2011).

Mit zwei alternativen Gewichtungsvarianten für die Bereiche Umwelt, Ökonomie und Gesellschaft bzw. der dazugehörigen Indikatoren, wird der Einfluss der Gewichtung auf die Ergebnisse der Multikriterienanalyse aufgezeigt.

Die Standardgewichtung entspricht der Gewichtung aus der Studie BÄTTIG et al (2011).

Bei Gewichtungsvariante A werden die Gewichte über alle Kriterien gleichverteilt. Jedes der neun Kriterien erhält somit ein Gewicht von 11,11 %. Für die Bereiche Umwelt, Ökonomie und Gesellschaft ergeben sich die Gewichtung von 55,56 %, 22,22 % und 22,22%.

Bei Gewichtungsvariante B werden die Gewichte über alle Bereiche gleichverteilt. Jedes der drei Bereiche erhält somit ein Gewicht von 33,33 %. Diese Gewichtung wird anschließend auf die einzelnen Bereichsindikatoren gleichverteilt. Für die Indikatoren der Bereiche Umwelt, Ökonomie und Gesellschaft ergeben sich die Gewichtung von 6,67 %, 16,67 % und 16,67 %.

Die einzelnen Gewichtungsvarianten sind in der Tabelle 76 angeführt.

Tabelle 76: Gewichtungsvarianten

Kriterien	Standardgewichtung	Gewichtungsvariante A	Gewichtungsvariante B
Bereich Umwelt	55 %	55,56 %	33,33 %
Schonung nicht erneuerbarer Energie	13,03%	11,11 %	6,67 %
Klimaänderung	10,13%	11,11 %	6,67 %
Verbreitung hormonaktiver Substanzen	8,68%	11,11 %	6,67 %
Humantoxizität	10,13%	11,11 %	6,67 %
Ökotoxizität	13,03%	11,11 %	6,67 %
Bereich Ökonomie	30 %	22,22%	33,33 %
Entsorgungskosten	17,14%	11,11 %	16,67 %
Minimierung des wirtschaftlichen Risikos	12,86%	11,11 %	16,67 %
Bereich Gesellschaft	15 %	22,22 %	33,33 %
Lokale Akzeptanz durch Beeinträchtigung	8,18%	11,11 %	16,67 %
Gesellschaftliche Akzeptanz	6,82%	11,11 %	16,67 %

8. Ergebnisse

In den folgenden Unterkapiteln werden die Auswertungen der Multikriterienanalyse und der Sensitivitätsanalyse anhand von Tabellen und Diagrammen wiedergegeben. Die Entsorgungspfade werden in den Tabellen abgekürzt geschrieben. Demnach wird Mitverbrennung mit „MiVe“, die Monoverbrennung mit „MoVe“, die hydrothermale Carbonisierung mit „HTC“ und die landwirtschaftliche Verwertung mit „LW“ abgekürzt. Eine Detailübersicht der Ergebnisse der Indikatoren und der Bereiche Umwelt, Ökonomie und Gesellschaft ist in der Tabelle 81 gegenübergestellt.

8.1 Gesamtergebnis

Die Multikriterienanalyse ergab für die Entsorgungspfade folgendes Gesamtergebnis (siehe Tabelle 77 und Abbildung 30). Die gewichteten Ergebnisse variieren zwischen 0,47 (HTC und landwirtschaftliche Verwertung) und 0,75 (Monoverbrennung) Nutzwertpunkten und liegen somit maximal 60 % auseinander. Die Variante Mitverbrennung liegt mit 0,60 dazwischen.

Tabelle 77: Bewertungsergebnis der Multikriterienanalyse - gewichtet

	Gewichtung [%]	MiVe	MoVe	HTC	LW
Umwelt	55	0,33	0,45	0,40	0,10
Ökonomie	30	0,21	0,15	0,00	0,30
Gesellschaft	15	0,06	0,15	0,07	0,06
Gesamt	100	0,60	0,75	0,47	0,47

Anmerkung: Je höher die Nutzwerte desto besser die Beurteilung

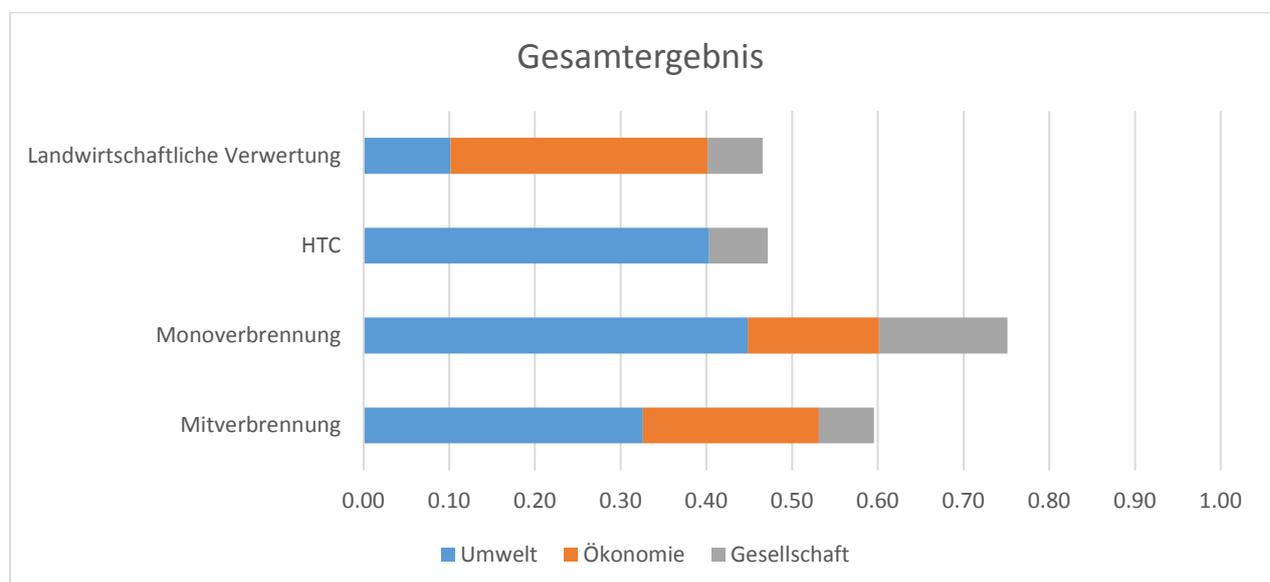


Abbildung 30: Ergebnisdiagramm der Multikriterienanalyse – gewichtet
Anmerkung: Je höher die Nutzwerte desto besser die Beurteilung

8.2 Bereich Umwelt

Der Tabelle 78 kann entnommen werden, dass das Verfahren „Monoverbrennung“ den größten ökologischen Nutzwert mit 0,45 besitzt. Es folgen die thermischen Verfahren „HTC“ und „Mitverbrennung“. Die landwirtschaftliche Verwertung weist mit 0,10 den mit Abstand geringsten ökologischen Nutzwert auf.

Tabelle 78: Bewertungsergebnis der Multikriterienanalyse für Bereich Umwelt – gewichtet

	Kriterium	Gewichtung [%]	MiVe	MoVe	HTC	LW
U1	Schonung nicht erneuerbarer Energieträger	13,03	0,00	0,13	0,06	0,00
U2	Klimaänderung	10,13	0,01	0,00	0,03	0,10
U3	Verbreitung hormonaktiver Substanzen	8,68	0,09	0,09	0,09	0,00
U4	Humantoxizität	10,13	0,10	0,10	0,10	0,00
U5.1	Aquatisches Ökotoxizitätspotential	6,51	0,07	0,07	0,07	0,00
U5.2	Terrestrisches Ökotoxizitätspotential	6,51	0,07	0,07	0,07	0,00
Gesamt		55	0,33	0,45	0,40	0,10

Anmerkung: Je höher die Nutzwerte desto besser die Beurteilung

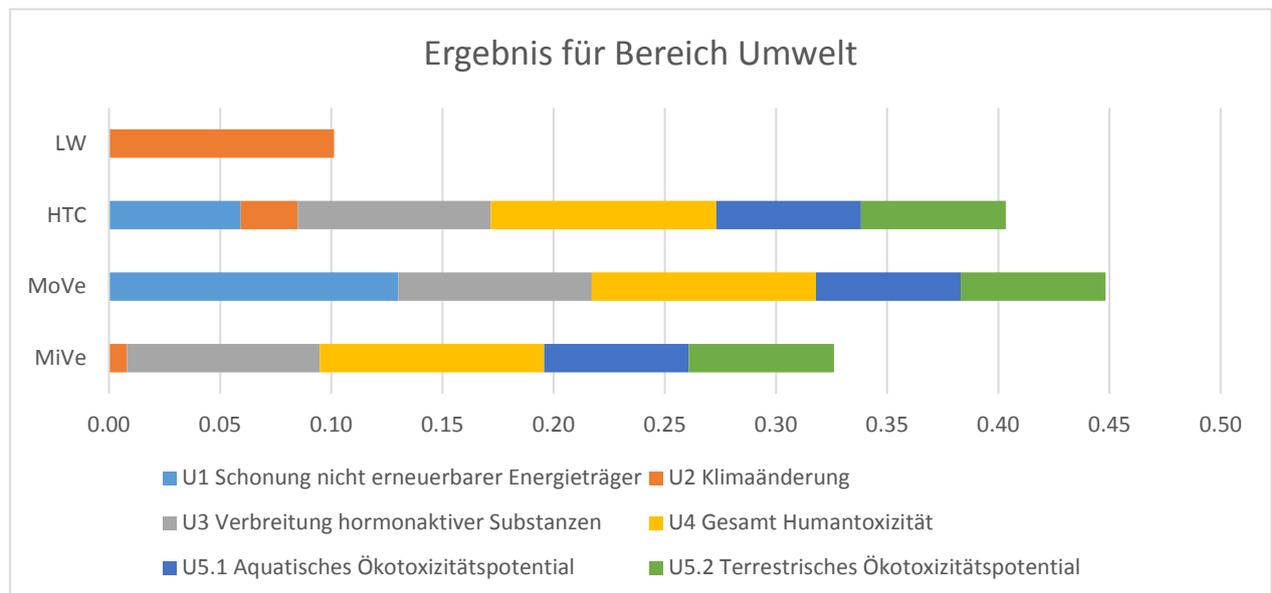


Abbildung 31 Ergebnisdiagramm der Multikriterienanalyse für Bereich Umwelt – gewichtet
Anmerkung: Je höher die Nutzwerte desto besser die Beurteilung

8.3 Bereich Ökonomie

Die ökonomische Beurteilung zeigt, dass die landwirtschaftliche Verwertung im Vergleich zu den anderen Verfahren am wirtschaftlichsten ist. Den geringsten ökonomischen Nutzwert besitzt das Verfahren „HTC“ (vgl. Tabelle 79 und Abbildung 32).

Tabelle 79: Bewertungsergebnis der Multikriterienanalyse für Bereich Ökonomie - gewichtet

		Gewichtung [%]	MiVe	MoVe	HTC	LW
O1	Entsorgungskosten	17,14	0,10	0,11	0,00	0,17
O2	Investitionskosten	12,86	0,10	0,04	0,00	0,13
Gesamt		30	0,21	0,15	0,00	0,30

Anmerkung: Je höher die Nutzwerte desto besser die Beurteilung

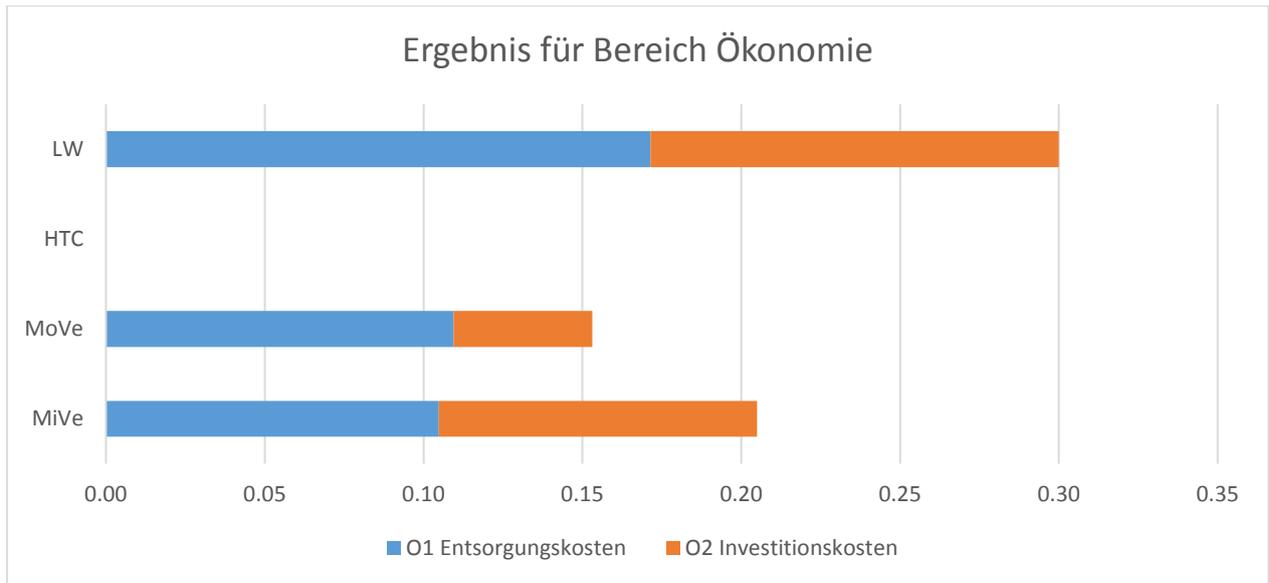


Abbildung 32: Ergebnisdiagramm der Multikriterienanalyse für Bereich Ökonomie – gewichtet
Anmerkung: Je höher die Nutzwerte desto besser die Beurteilung

8.4 Bereich Gesellschaft

Im Teilbereich Gesellschaft besitzt das Verfahren Monoverbrennung den höchsten gewichteten Nutzwert (0,15). Die Verfahren „Mitverbrennung“, „HTC“ und „landwirtschaftliche Verwertung“ unterscheiden sich mit 0,01 Nutzwertpunkte minimal (vgl. Tabelle 80).

Tabelle 80: Bewertungsergebnis der Multikriterienanalyse für Bereich Gesellschaft – gewichtet

		Gewichtung [%]	MiVe	MoVe	HTC	LW
G1	Lokale Beeinträchtigung	8,18	0,02	0,08	0,00	0,02
G2	Gesellschaftliche Akzeptanz	6,82	0,05	0,07	0,07	0,05
Gesamt		15	0,06	0,15	0,07	0,06

Anmerkung: Je höher die Nutzwerte desto besser die Beurteilung

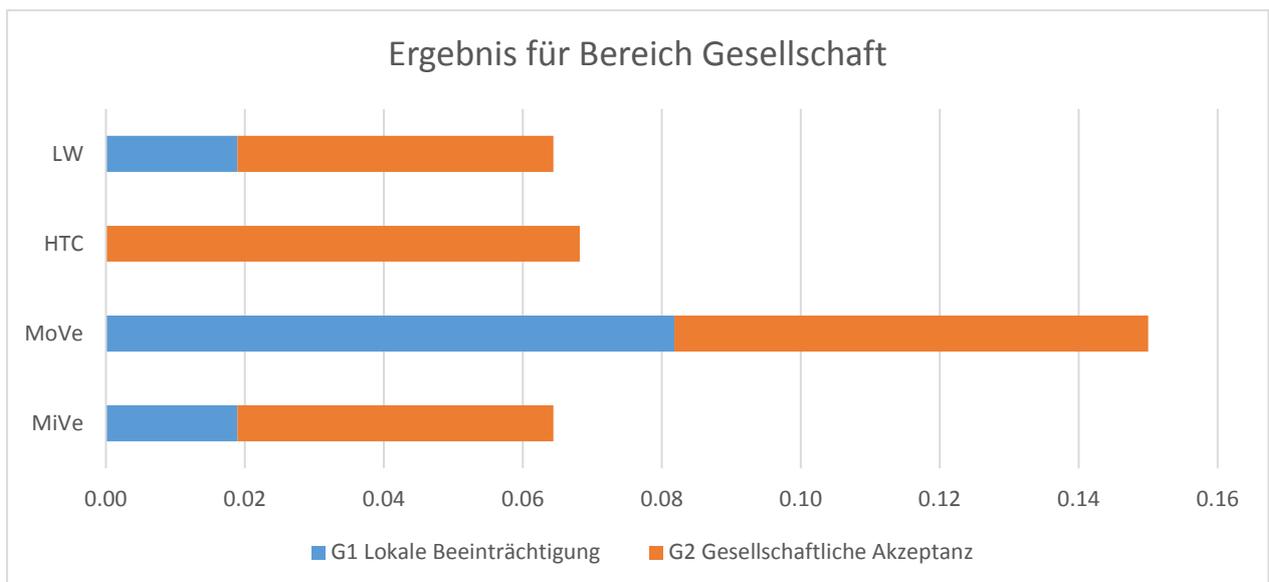


Abbildung 33: Ergebnisdiagramm der Multikriterienanalyse für Bereich Gesellschaft – gewichtet
Anmerkung: Je höher die Nutzwerte desto besser die Beurteilung

Ergebnisse

Tabelle 81: Übersicht der Kriterien, Indikatoren, Gewichtung, gewichtete Nutzwertpunkte, Nutzwertpunkte und Bewertung im Detail

Nr.	Kriterien	Indikator	Gewichtung [%]	Gewichtete Nutzwertpunkte				Nutzwertpunkte				Bewertung				
				MiVe	MoVe	HTC	LW	MiVe	MoVe	HTC	LW	MiVe	MoVe	HTC	LW	Einheit
Gewichtung Umwelt			55,00	Bereich Umwelt												
U1	Schonung nicht erneuerbarer Energieträger	Heizwert	13,03	0,00	0,13	0,06	0,00	0,00	1,00	0,45	0,00	2400	7200	4584	2400	MJ/t KS
U2	Klimaänderung	Treibhauspotential	10,13	0,01	0,00	0,03	0,10	0,08	0,00	0,25	1,00	1271	1323	1156	667	kg CO ₂ /t.TS
U3	Verbreitung hormonaktiver Substanzen	Östrogenes Potential von Mikroverunreinigungen	8,68	0,09	0,09	0,09	0,00	1,00	1,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	Ordinale Skala
U4	Humantoxizität	Humantoxizitätspotential	10,13	0,10	0,10	0,10	0,00	1,00	1,00	1,00	0,00	2161	2161	2014,95	37594	g 1,4-DCB eq./t.TS
U5.1	Ökotoxizität	Aquatisches Ökotoxizitätspotential	6,51	0,07	0,07	0,07	0,00	1,00	1,00	1,00	0,00	45,72	45,72	43,79	21031	g 1,4-DCB eq./t.TS
U5.2	Ökotoxizität	Terrestrisches Ökotoxizitätspotential	6,51	0,07	0,07	0,07	0,00	1,00	1,00	1,00	0,00	7,52	7,52	7,49	10405	g 1,4-DCB eq./t.TS
			Σ	0,33	0,45	0,40	0,10									
Gewichtung Ökonomie			30	Bereich Ökonomie												
Nr.		Indikator	Gewichtung	Gewichtete Nutzwertpunkte				Nutzwertpunkte				Belastung				Einheit
O1	Entsorgungskosten	Entsorgungskosten	17,14	0,10	0,11	0,00	0,17	0,61	0,64	0,00	1,00	250	240	486	100	€/t.TS
O2	Minimierung des wirtschaftlichen Risikos	Höhe der Investitionskosten	12,86	0,10	0,04	0,00	0,13	0,78	0,34	0,00	1,00	44,44	74,01	96,82	29,60	€/t.TS
			Σ	0,21	0,15	0,00	0,30									
Gewichtung Gesellschaft			15,00	Bereich Gesellschaft												
Nr.		Indikator	Gewichtung	Gewichtete Nutzwertpunkte				Nutzwertpunkte				Belastung				Einheit
G1	Lokale Beeinträchtigungen	Verkehrsaufkommen	8,18	0,02	0,08	0,00	0,02	0,23	1,00	0,00	0,23	3,37	1,11	4,05	3,37	m ³ /t.TS
G2	Gesellschaftliche Akzeptanz	Einstellung gegenüber dem Entsorgungsweg	6,82	0,05	0,07	0,07	0,05	0,67	1,00	1,00	0,67	0,67	1,00	1,00	0,67	Ordinale Skala
			Σ	0,06	0,15	0,07	0,06									

8.5 Sensitivitätsanalyse

Es wurden folgende Gewichtungsvarianten untersucht:

- Gewichtungsverteilung A: Gleichverteilung der Kriteriengewichtungen über alle Kriterien. Jedes der neun Kriterien erhält somit ein Gewicht von rund 11,11 % (= 1/9). Daraus ergeben sich die Gewichtungen Umwelt 55,56 %, Ökonomie 22,22 % und Gesellschaft 22,22 %.
- Gewichtungsverteilung B: Gleichverteilung der Gewichtung über alle Bereiche. Jedes der drei Bereiche erhält somit ein Gewicht von 33,33 %. Diese Gewichtung wird anschließend auf die einzelnen Bereichsindikatoren gleichverteilt. Daraus ergeben sich die Gewichtungen Umwelt 33,33 %, Ökonomie 33,33 % und Gesellschaft 33,33 % Für die Indikatoren der Bereiche Umwelt, Ökonomie und Gesellschaft ergeben sich die Gewichtung von 6,67 % bzw. 16,67 %.

Die Standardgewichtung lautet: Umwelt 55 %, Ökonomie 30 % und Gesellschaft 15 %.

Vergleicht man die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse (siehe Tabelle 82) wird deutlich, dass bei den unterschiedlichen Gewichtungen die Nutzwertpunkte der Verfahren Monoverbrennung und Mitverbrennung sich kaum ändern (0,01 bzw. 0,02 Punkte).

Die Ergebnisse, der bei der Standardverteilung auf Platz 3 ex aequo platzierten Verfahren HTC und landwirtschaftliche Verwertung, variieren bei der Gleichverteilung über die Indikatoren (Gewichtsverteilung A) und bei der Gleichverteilung über die Bereiche (Gewichtsverteilung B) jedoch signifikanter.

Dies hat zur Folge, dass bei Gewichtsverteilung A das Verfahren „HTC“ einen höheren Nutzwertpunkt als das Verfahren „landwirtschaftliche Verwertung“ besitzt und wiederum bei der Gewichtsverteilung B besitzt das Verfahren „landwirtschaftliche Verwertung“ einen höheren Nutzwertpunkt als das Verfahren HTC.

Tabelle 82: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse

	MiVe			MoVe			HTC			LW		
	STG	GVA	GVB									
Umwelt	0,33	0,34	0,21	0,45	0,44	0,27	0,40	0,41	0,25	0,10	0,11	0,07
Ökonomie	0,21	0,15	0,23	0,15	0,11	0,16	0,00	0,00	0,00	0,30	0,22	0,33
Gesellschaft	0,06	0,10	0,15	0,15	0,22	0,33	0,07	0,11	0,17	0,06	0,10	0,15
Gesamt	0,60	0,60	0,59	0,75	0,77	0,76	0,47	0,52	0,41	0,47	0,43	0,55
Position	2	2	2	1	1	1	3	3	4	3	4	3

STG Standardverteilung
 GVA Gewichtsverteilung A
 GVB Gewichtsverteilung B

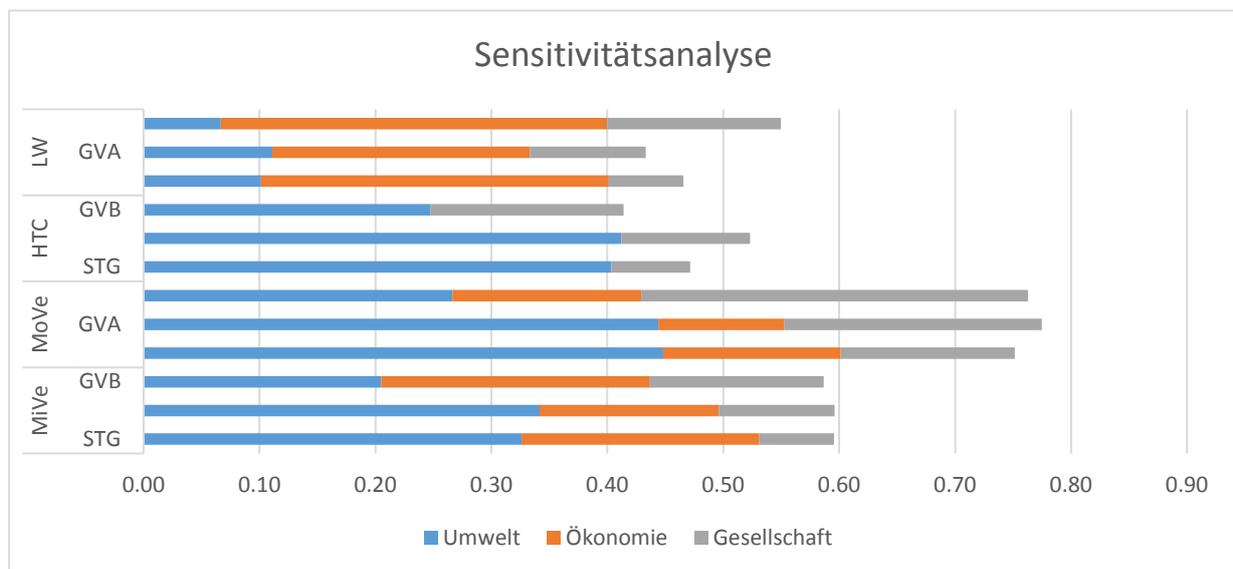


Abbildung 34: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse

Tabelle 83: Vergleich der gewichteten Nutzwertpunkte der Sensitivitätsanalyse

	Standardgewichtung					Gewichtungsvariante A					Gewichtungsvariante B					Nutzwertpunkte			
	[%]	MiVe	MoVe	HTC	LW	[%]	MiVe	MoVe	HTC	LW	[%]	MiVe	MoVe	HTC	LW	MiVe	MoVe	HTC	LW
Bereich Umwelt																			
U1	13,03	0,00	0,13	0,06	0,00	11,11	0,00	0,11	0,05	0,00	6,67	0,00	0,07	0,03	0,00	0,00	1,00	0,45	0,00
U2	10,13	0,01	0,00	0,03	0,10	11,11	0,01	0,00	0,03	0,11	6,67	0,01	0,00	0,02	0,07	0,08	0,00	0,25	1,00
U3	8,68	0,09	0,09	0,09	0,00	11,11	0,11	0,11	0,11	0,00	6,67	0,07	0,07	0,07	0,00	1,00	1,00	1,00	0,00
U4	10,13	0,10	0,10	0,10	0,00	11,11	0,11	0,11	0,11	0,00	6,67	0,07	0,07	0,07	0,00	1,00	1,00	1,00	0,00
U5.1	6,51	0,07	0,07	0,07	0,00	5,56	0,06	0,06	0,06	0,00	3,33	0,03	0,03	0,03	0,00	1,00	1,00	1,00	0,00
U5.2	6,51	0,07	0,07	0,07	0,00	5,56	0,06	0,06	0,06	0,00	3,33	0,03	0,03	0,03	0,00	1,00	1,00	1,00	0,00
Σ	55	0,33	0,45	0,40	0,10	55,56	0,34	0,44	0,40	0,11	33,33	0,21	0,27	0,25	0,07				
Bereich Ökonomie																			
O1	17,14	0,10	0,11	0,00	0,17	11,11	0,07	0,07	0,00	0,11	16,67	0,10	0,11	0,00	0,17	0,61	0,64	0,00	1,00
O2	12,86	0,10	0,04	0,00	0,13	11,11	0,09	0,04	0,00	0,11	16,67	0,13	0,06	0,00	0,17	0,78	0,34	0,00	1,00
Σ	30	0,21	0,15	0,00	0,30	22,22	0,15	0,11	0,00	0,22	33,33	0,23	0,16	0,00	0,33				
Bereich Gesellschaft																			
G1	8,18	0,02	0,08	0,00	0,02	11,11	0,03	0,11	0,00	0,03	16,67	0,04	0,17	0,00	0,04	0,23	1,00	0,00	0,23
G2	6,82	0,05	0,07	0,07	0,05	11,11	0,07	0,11	0,11	0,07	16,67	0,11	0,17	0,17	0,11	0,67	1,00	1,00	0,67
Σ	15	0,06	0,15	0,07	0,06	22,22	0,10	0,22	0,11	0,10	33,33	0,15	0,33	0,17	0,15				
Gesamtergebnis																			
Σ	100	0,60	0,75	0,47	0,47	100	0,60	0,77	0,52	0,43	100	0,59	0,76	0,41	0,55				

9. Interpretation und Diskussion

9.1 Gesamtergebnis

Die Variante „Monoverbrennung“ erreicht die höchste Anzahl an Nutzwertpunkten in den Bereichen Umwelt (0,45) und Gesellschaft (0,15). Im Bereich „Ökonomie“ (0,15) liegt der Nutzwert in der Mitte der untersuchten Verfahren.

Im direkten Vergleich schneidet die Variante „Mitverbrennung“ deutlich schlechter ab. Dies ist auf die Bereiche Umwelt und Gesellschaft zurückzuführen. Die Mitverbrennung zeichnet sich aber durch höhere ökonomische Nutzwertpunkte aus.

Das technisch innovative Verfahren „HTC“ weist denselben niedrigen Nutzwertpunkt (0,47) wie die landwirtschaftliche Verwertung auf. Ausschlaggebend ist die geringe Wirtschaftlichkeit des Verfahrens.

Die landwirtschaftliche Verwertung zeichnet sich durch eine hohe Wirtschaftlichkeit aus. Jedoch sind die Umweltbelastungen am höchsten, da hormonaktive Substanzen und Schwermetalle auf landwirtschaftlich genutzte Flächen gelangen. Somit werden die ökonomischen Vorteile durch ökologische Nachteile teilweise wieder kompensiert.

9.2 Bereich Umwelt

Mitverbrennung

Die Ausnutzung des Energieinhaltes des Klärschlammes steht bei der Mitverbrennung nicht im Vordergrund, da dieser primär zur Regelung der Reaktortemperatur dient. Folglich besitzt die Mitverbrennung für Kategorie U1 (Schonung nicht erneuerbarer Energieträger) keinen Nutzwert.

Die Verbrennung in Mitverbrennungs- und Monoverbrennungsanlagen führt zu den höchsten CO₂-Belastungen (U2), da nahezu der gesamte Kohlenstoffanteil in Kohlendioxid umgewandelt wird und sich nur ein Bruchteil (<1%) in den festen Rückständen wiederfindet (siehe Tabelle 61). Im direkten Vergleich schneidet die Mitverbrennung aufgrund nicht vorhandener solarer Trocknung marginal besser als die Monoverbrennung ab.

Für die Kategorien U4, U5.1 und U5.2 weist die Mitverbrennung idente Belastungen wie die Monoverbrennung auf. Dies ist darauf zurückzuführen, dass bei der Mitverbrennung nur jene Emissionen berücksichtigt werden, die durch das Mitverbrennen von Klärschlamm emittiert werden.

Durch die thermische Behandlung werden potenzielle hormonaktive Substanzen zerstört und die anfallenden festen Reststoffe deponiert. Folglich besteht keine Gefahr der Verbreitung hormonaktiver Substanzen (U3).

Monoverbrennung

Im Gegensatz zur Mitverbrennung zielt das Verfahren „Monoverbrennung“ auf die Ausnutzung des Energieinhaltes ab und der Klärschlamm wird daher mit einem deutlich höheren Trockensubstanzanteil (90%) der Verbrennung zugeführt. Dies führt dazu, dass von allen verglichenen Verfahren die Monoverbrennung für die Kategorie U1 der höchste Nutzwert ermittelt wird.

Zur Erreichung des höheren Trockensubstanzanteils wird eine solare Trocknungsanlage verwendet. Der für den Betrieb erforderliche Strom wird in CO₂-Emissionen umgerechnet und den eigentlichen CO₂-Emissionen hinzugerechnet. Dies führt dazu, dass die Monoverbrennung den geringsten Nutzwert für die Kategorie U2 erhält.

Die Verbrennung in Monoverbrennungs- und Mitverbrennungsanlagen führt zu den höchsten CO₂-Belastungen (U2), da nahezu der gesamte Kohlenstoffanteil in Kohlendioxid umgewandelt wird und nur ein Bruchteil (<1%) sich in den festen Rückständen wiederfindet (siehe Tabelle 61).

Anhand der Transferkoeffizienten (Tabelle 61) ist ersichtlich, dass weniger als 1% der Schwermetalle über das Reingas in die Atmosphäre gelangen bzw. über 99 % in den festen Reststoffen verbleiben. Dadurch wird eine geringere Toxizität generiert und es ergeben sich höhere Nutzwerte für die Kategorien U4, U5.1 und U5.2.

Durch die thermische Behandlung werden potenzielle hormonaktive Substanzen zerstört und die anfallenden festen Reststoffe deponiert. Folglich besteht keine Gefahr der Verbreitung hormonaktiver Substanzen (U3).

HTC

Da sich die Bewertung der Schonung nicht erneuerbarer Energieträger (U1) auf das Ausgangsmaterial (pro Tonne Trockenmasse) bezieht, weist die erzeugte HTC-Kohle einen geringeren Nutzwert (U1) als die Monoverbrennung auf.

Unter den thermischen Verfahren weist das Verfahren HTC die geringsten Belastungen in den Kategorien U2, U4, U5.1 und U5.2 auf. Durch die hydrothermale Carbonisierung, gelangt ein Teil der Schwermetalle und des Kohlenstoffes in das Prozesswasser. Somit reduzieren sich die Emissionen der verbrannten HTC-Kohle und daraus resultieren eine geringere Toxizität und geringere CO₂-Emissionen.

Die sich in der HTC-Kohle befindlichen hormonaktive Substanzen, werden durch die weitere thermische Behandlung (Monoverbrennung) zerstört und die anfallenden festen Reststoffe deponiert. Folglich besteht keine Gefahr der Verbreitung hormonaktiver Substanzen (U3).

Landwirtschaftliche Verwertung

Da bei der landwirtschaftlichen Verwertung die Nutzung der Nährstoffe und die Erzeugung von Humus im Vordergrund stehen, können mit diesem Verfahren keine nicht erneuerbaren Energieträger (U1) eingespart werden.

Die landwirtschaftliche Verwertung weist das geringste Treibhauspotential (U2) auf, da 47 % des ursprünglichen Kohlenstoffes in Humus gebunden und nur rund 52% zu CO₂ oxidiert wird.

Anders als bei den anderen Verfahren gelangen hormonaktive Substanzen (U3) auf landwirtschaftlich genutzte Flächen.

Aufgrund der direkten Aufbringung auf landwirtschaftlichen Flächen werden ursprüngliche Schwermetallgehalte nicht reduziert. Daher schneidet die landwirtschaftliche Verwertung deutlich schlechter in den Kategorien U4, U5.1 und U5.2 ab.

9.3 Bereich Ökonomie

Mitverbrennung

Die Bewertung des Kriteriums „Entsorgungskosten“ (O1) weist einen marginal (0,01) schlechteren ökonomischen Nutzwertpunkt als das Verfahren „Monoverbrennung“ auf. Da zur Ermittlung der Entsorgungskosten ein Mittelwert zur Berechnung herangezogen wird (siehe Tabelle 56).

Trotz der hohen Investitionskosten stellt die Mitverbrennung ein geringes wirtschaftliches Risiko (O2) dar. Das ist in erster Linie auf die große Anlagenkapazität zurückzuführen.

Monoverbrennung

Das Verfahren „Monoverbrennung“ hat vergleichbare Entsorgungskosten (O1) wie die Mitverbrennung, aber ein deutlich schlechteres Verhältnis von Investitionskosten zur Anlagenkapazität (O2)

HTC

Neben der Errichtung der HTC-Anlage ist eine zusätzliche Monoverbrennungsanlage erforderlich. Aufgrund dessen verdoppeln sich die Entsorgungskosten (O1) im Vergleich zu den thermischen Verfahren (Monoverbrennung, Mitverbrennung).

Für dieses Verfahren sind praktisch zwei Anlagen zu errichten, wodurch sich das größte wirtschaftliche Risiko (O2) ergibt.

Landwirtschaftliche Verwertung

Das Verfahren weist die geringsten Entsorgungskosten (O1) auf. Aufgrund der geringen Investitionskosten ergibt sich das geringste wirtschaftliche Risiko (O2).

9.4 Bereich Gesellschaft

Mitverbrennung

Der niedrige Nutzwert für die Kategorie „Lokale Beeinträchtigung“ (G1) ist auf den niedrigen Trockenmasseanteil (30 %) zurückzuführen. Dieser verursacht im Vergleich zu einem Trockenmasseanteil von 90 % das dreifache Verkehrsaufkommen.

Die Mitverbrennung ist zwar eine bestehende und bekannte Technologie, jedoch die fehlende Möglichkeit aus der Verbrennungsasche Phosphor rückzugewinnen senkt die gesellschaftliche Akzeptanz (O2) (kein Stoffkreislauf).

Monoverbrennung

Das Verfahren „Monoverbrennung“ erreicht im Bereich Gesellschaft die höchsten Nutzwertpunkte. Das ist in erster Linie auf das geringste Verkehrsaufkommen, sowie der hohen gesellschaftlichen Akzeptanz zurückzuführen. Im Vergleich zu den Verfahren Mitverbrennung und landwirtschaftliche Verwertung wird pro Kubikmeter Klärschlamm drei Mal mehr Trockensubstanz transportiert.

Die Möglichkeit der Phosphorrückgewinnung und die indifferente Einstellung der Gesellschaft führen zu einer hohen gesellschaftlichen Akzeptanz.

HTC

Das HTC-Verfahren führt zur höchsten Verkehrsbelastung. Im Vergleich zur Mitverbrennung ist mit 20% und zur Monoverbrennung mit 260% höheren Verkehrsaufkommen zu rechnen.

Die Möglichkeit der Phosphorrückgewinnung und die indifferente Einstellung der Gesellschaft führen zu einer hohen gesellschaftlichen Akzeptanz.

Landwirtschaftliche Verwertung

Der niedrige Nutzwert für die Kategorie „Verkehrsaufkommen“ ist auf den niedrigen Trockenmasseanteil zurückzuführen. Dieser verursacht im Vergleich zur Monoverbrennung das dreifache Verkehrsaufkommen.

Trotz der Phosphorrückgewinnung besitzt die landwirtschaftliche Verwertung eine geringere gesellschaftliche Akzeptanz, da Berührungspunkte im Alltag vorhanden sind.

9.5 Sensitivitätsanalyse

Die Sensitivitätsanalysen ergeben, dass die ermittelten Nutzwertpunkte für die Verfahren „Mitverbrennung“ und „Monoverbrennung“ auch mit veränderten Gewichtungen ziemlich robust sind. Bei den Ergebnissen der Verfahren „HTC“ und „landwirtschaftliche Verwertung“ führte die veränderte Gewichtung zu signifikanten Änderungen.

Im Vergleich zur Standardgewichtung beeinflusst die Gewichtungsvariante A kaum den Bereich Umwelt, jedoch der Bereich Ökonomie wird abgewertet, aber der Bereich Gesellschaft

aufgewertet. Aufgrund der Abwertung verliert die landwirtschaftliche Verwertung ihren ökonomischen Vorteil und schneidet in der Gesamtbetrachtung gegenüber der HTC schlechter ab.

Die Gewichtungsvariante B gewichtet alle Bereiche gleich schwer. Dies führt dazu, dass Verfahren, die in einem Bereich mit vormals hoher Gewichtung, einen besonders hohen Nutzwert besitzen, ihren Vorteil relativieren. Ebenfalls wirken sich niedrige Nutzwerte, aus vormals niedriger Bereichsgewichtung, negativ auf die Gesamtbeurteilung aus. Anhand des Ergebnisses des Verfahrens „HTC“ kann dies veranschaulicht werden.

Es können durch die Sensitivitätsanalyse einzelne größere Veränderungen in der Bewertung festgestellt werden. Die Varianten mit den höchsten Nutzwertpunkten verbleiben aber vorne in der "Rangliste". Bei Verfahren mit einem hohen bzw. niedrigen Bereichsnutzwert kann die Veränderung der Gewichtung zu einer Änderung in der Rangliste führen.

9.6 Diskussion

In diesem Kapitel werden Verbesserungsansätze für die ausgewählten Verfahren angesprochen, die zu einer Verbesserung der Ergebnisse in den Bereichen Umwelt, Ökologie und Gesellschaft führen können.

Weiters wird die Bewertungsmethode in Bezug auf die Auswahl der Parameter, Systemgrenzen, Anzahl der ausgewählten Entsorgungs- bzw. Verwertungspfade, Bewertungskriterien und ihrer Gewichtungen hinterfragt.

9.6.1 Ergebnisse

Eine Reduzierung der Klärschlammbelastung würde zwar zu einer Reduzierung in quantitativer Hinsicht führen, aber zu keiner Änderung der Nutzwertpunkte. Somit sind keine Änderungen in der Rangordnung zu erwarten. Der Grund ist, dass sich die Eingangswerte aller Verfahren ändern und dies führt zu keiner relativen Änderung.

Zu den Ergebnissen der ökonomischen Untersuchung ist anzumerken, dass diese die aktuelle Preislage widerspiegeln. Es kann damit gerechnet werden, dass sich diese in den folgenden Jahren noch weiter reduzieren.

Mitverbrennung

Das größte Verbesserungspotential besitzt die Mitverbrennung in der Erhöhung des Trockenmasseanteils.

Eine Erhöhung des Trockenmasseanteils würde dazu führen, dass

- Bereich Umwelt
 - durch Ausnutzung des Energieinhaltes des Klärschlammes nicht erneuerbare Energieträger (U1) geschont werden,
- Bereich Ökonomie
 - die zu entsorgenden Klärschlammengen reduziert werden und folglich geringere Entsorgungskosten (O1) anfallen und
- Bereich Gesellschaft
 - Aufgrund der geringeren Klärschlammengen ein geringeres Verkehrsaufkommen entsteht, was sich positiv auf die lokale Beeinträchtigung auswirkt (G1).

Der Standort einer möglichen Klärschlamm-trocknung ist auf die verfügbare Energie (z.B.: Fernwärme, solares Energiepotential) bzw. auf den verfügbaren Platz abzustimmen (siehe Abbildung 35). Ist dies nicht der Fall, so kann die Trocknungsanlage im Rahmen eines regionalen Klärschlamm-entsorgungskonzeptes auf dem Gelände einer anderen Kläranlage oder direkt auf dem Gelände der Mitverbrennungsanlage errichtet werden (siehe Abbildung 36).

Zur Erhöhung der gesellschaftlichen Akzeptanz kann in Betracht gezogen werden, dass Phosphor bereits in der Kläranlage rückgewonnen wird, da eine Rückgewinnung aus der Mitverbrennungsasche ökonomisch nicht sinnvoll ist.

Monoverbrennung

Es ist kritisch zu hinterfragen, ob eine Trocknung auf 90 % TS bereits am Kläranlagenareal ökonomisch sinnvoll ist, da diese zusätzliche Investitionskosten verursacht. Alternativ könnte eine Errichtung im Rahmen eines regionalen Klärschlammensorgungskonzeptes mit anderen Kläranlagenbetreibern oder auf dem Gelände der eigentlichen Monoverbrennungsanlage (siehe Abbildung 36) erfolgen. Zudem besitzen viele Anlagen eine integrierte Trocknungsanlage, die die Abwärme zur Trocknung nutzt. Diese Alternativen hätten jedoch eine Zunahme des Verkehrsaufkommens und der lokalen Beeinträchtigung zur Folge. Es ist daher in Abhängigkeit der Kläranlagengröße abzuwiegen, welche Variante das geringste ökonomische Risiko mit der vertretbarsten lokalen Beeinträchtigung ist.

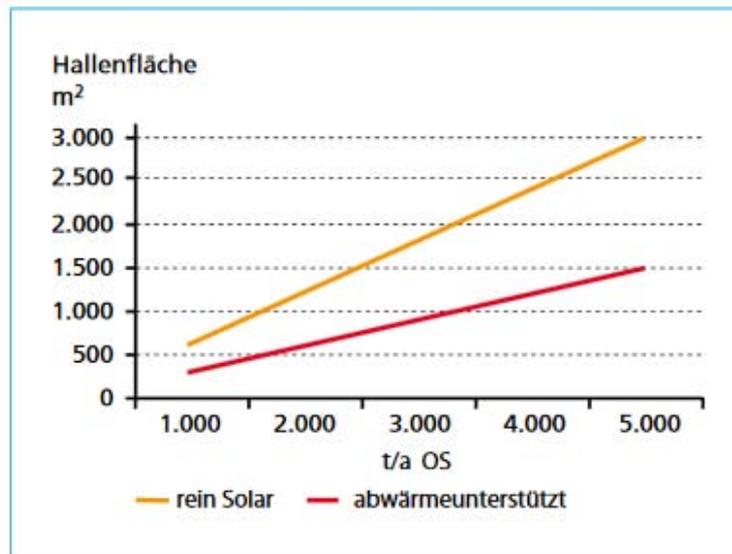


Abbildung 35: Spezifische Trocknungsleistung Solartrocknung (JACOBS, 2013)

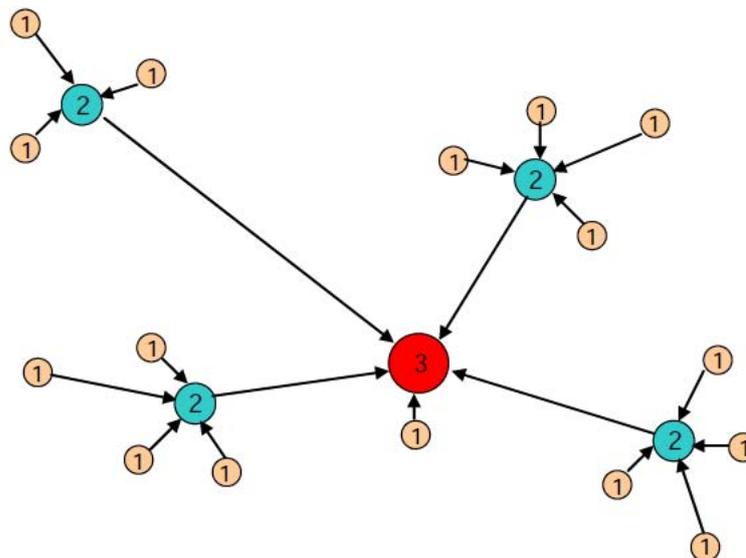


Abbildung 36: Aufbau eines regionalen Klärschlammensorgungskonzeptes (MÜLLER et al, 2011)
 ① Kläranlage ② Anlage zur solaren Trocknung ③ Entsorgungs- bzw. Verwertungsanlage

Eine Verringerung der Umweltauswirkungen ist nur durch Verbesserung der Rauchgasreinigung bzw. mit einer Verschärfung der Indirekteinleiterverordnung möglich.

Die Entsorgungskosten und das wirtschaftliche Risiko kann durch größere Anlagenkapazitäten gesenkt werden. Dies führt aber dazu, dass sich die Monoverbrennungsanlagen in zentralen Lagen befinden und sich somit längere Transportstrecken ergeben können.

HTC

Die ökonomischen Nutzwertpunkte zeigen deutlich, dass die Verbrennung der HTC-Kohle in einer dafür extra errichteten Monoverbrennungsanlage nicht wirtschaftlich ist. Eine Mitverbrennung z.B.: in Stahlwerken würde eine Errichtung überflüssig machen und zudem könnten Erlöse geniert werden. Jedoch ist HTC-Kohle als Abfall deklariert, dies erschwert die Vermarktung (BIOECONOMY, o.J.).

Für das Kriterium „lokale Beeinträchtigung“ besteht kein generelles Verbesserungspotential, da die HTC-Anlagen mit einem Trockensubstanzanteil von 25 % gespeist werden. Es kann in Betracht gezogen werden, die HTC-Anlagen auf dem Kläranlagenareal zu errichten. Dies ist jedoch erst aber einer gewissen anfallenden Klärschlammmenge rentabel.

Landwirtschaftliche Verwertung

Die schlechte ökologische Bewertung beruht auf der Tatsache, dass der Klärschlamm ohne Vorbehandlung auf den landwirtschaftlichen Flächen direkt ausgebracht wird. Es muss darauf hingewiesen werden, dass obwohl die landwirtschaftliche Verwertung im Vergleich zu den anderen Verfahren schlechter abschneidet, die Grenzwerte für die Ausbringung eingehalten werden. Eine Verschärfung der Indirekteinleiterverordnung würde die Umweltbelastung zwar verringern, hat jedoch keinen Einfluss auf die Bewertung gegenüber den anderen Verfahren. Da sich die verursachten Umweltbelastungen von allen Verfahren reduzieren.

Zur Erhöhung der gesellschaftlichen Akzeptanz kann eine Informationskampagne in Betracht gezogen werden. Diese kann die Bevölkerung aufklären, dass Klärschlamm neben Schadstoffen sehr wohl auch wichtige, für die Pflanzen essentielle Nährstoffe beinhaltet und dass nicht nur über die landwirtschaftliche Verwertung Schwermetalle auf die Nutzflächen gelangen. Laut einer von HERTER & KÜLLING (2001) durchgeführten Erhebung werden lediglich 12 % der Schwermetalle durch den Klärschlamm in den Boden in der Schweiz eingebracht. Dazu im Vergleich gelangen über den Hofdünger 38 %, durch atmosphärische Deposition 25 %, durch Mineraldünger 14 %, durch Fungizide 6 %, durch Kompost 4 % und durch Holzasche 1 % der Schwermetalle in den Boden.

9.6.2 Bewertungsverfahren

- Auswahl der Verfahren

Die Anzahl an ausgewählten Verfahren muss größer als zwei betragen, da die Nutzwertfunktion die Relation zwischen dem besten Ergebnis (Nutzwert = 1) und dem schlechtesten (Nutzwert = 0) ermittelt. Zur Erhöhung der Aussagekraft ist es sinnvoll, Verfahren in die Bewertung miteinzubeziehen, deren Teilergebnisse stark von den anderen abweichen.

Durch Festlegung eines fixen Maximalwertes (z.B.: gesetzliche Grenzwerte) wird die Bewertung von nur einem Verfahren ermöglicht. Dadurch erhöht sich die Vergleichbarkeit und der Datenaufwand für den Anwender reduziert sich deutlich. Dies ist als sinnvoll zu erachten, wenn verschiedene Verfahren deren gesetzliche Grenzwerte dieselbe Einheit aufweisen mit einander verglichen werden.

- Systemgrenzen, Bewertungskriterien und Gewichtung

Durch die Auswahl der Systemgrenzen und der Bewertungskriterien wurde festgelegt, welche Aspekte in den Vergleich berücksichtigt werden sollen.

Anhand des Verfahrens Monoverbrennung ist ersichtlich, dass durch die Mitberücksichtigung der solaren Trocknung höhere CO₂-Emissionen emittiert wurden als im direkten Vergleich zur

Mitverbrennung. Prinzipiell wird bei der Monoverbrennung und Mitverbrennung dieselbe Menge an CO₂ emittiert. Da jedoch die Systemgrenze der Monoverbrennung auch die solare Trocknung beinhaltet, wurden die dort emittierten CO₂ Emissionen der Monoverbrennung hinzugerechnet. In Folge dessen schnitt die Monoverbrennung in der Bewertungskategorie U2 „Klimaänderung“ schlechter ab.

Aufgrund der Datengrundlage war es zudem nicht möglich treibhausrelevante Gase wie CH₄ und N₂O zu berücksichtigen, die mit Sicherheit einen Einfluss auf das Ergebnis der Kategorie U2 „Klimaänderung“ hätten.

Der Einfluss der Bewertungskriterien am Gesamtergebnis kann anhand des Bewertungskriterium U3 „Verbreitung hormonaktiver Substanzen“ gut veranschaulicht werden. Mit Ausnahme der landwirtschaftlichen Verwertung bestand keine Gefahr der Verbreitung an hormonaktiven Substanzen. Verzichtet man auf dieses Bewertungskriterium, würde dies zu einer Änderung der Rangordnung des Gesamtergebnisses führen. Unabhängig von der Gewichtungsvariante wäre nun die hydrothermale Carbonisierung (HTC) das am schlechtesten bewertete Verfahren.

Anhand der Sensitivitätsanalyse ist ersichtlich, dass jene Verfahren robuste Gesamtnutzwerte aufweisen, die in allen Bereichen hohe Nutzwertpunkte unabhängig von der Gewichtungsvariante besitzen. Jedoch kann eine Änderung der Gewichtung von Bereichen in denen Verfahren schlechter bzw. besser abschneiden dazu führen, dass die vom Entscheidungsträger gewünschte Rangordnung erreicht werden kann.

- Parameterwahl

Da für die thermischen Verfahren (Mono- und Mitverbrennung) dieselben Transferkoeffizienten für Schwermetalle verwendet wurden, wäre eine Parametererweiterung nur dann sinnvoll, wenn unterschiedliche Koeffizienten zum Einsatz kommen. Zudem bestehen große Unsicherheiten bei der Verwendung des Transferkoeffizienten für das HTC Verfahren. Laut FUNKE (2016) und DEERBERG (2016) kann das Verhalten von Schwermetallen bei der hydrothermalen Carbonisierung noch nicht hervorgesagt werden. Es besteht die Möglichkeit, sich den klärschlamm-spezifischen Transferkoeffizienten durch einen HTC-Anlagenhersteller bestimmen zu lassen.

10. Zusammenfassung

1. Aktuelle Situation der Klärschlammverwertung und -entsorgung in Österreich

Die Situation der Klärschlammverwertung und -entsorgung in Österreich hat sich im Laufe des letzten Jahrzehntes deutlich verändert. Betrug die anfallende Klärschlammmenge im Jahr 1995 187.430 t TM, so stieg diese bis zum Jahr 2012 auf 266.306 t TM. Dies entspricht einer Zunahme von 42 %. Dieser Anstieg ist einerseits auf den Bevölkerungszuwachs, andererseits auf die Erhöhung des Anschlussgrades zurückzuführen.

Nicht nur die anfallende Menge, sondern auch die Art der Klärschlammverwertung und -entsorgung durchlebte einen Wandel mit der Zeit.

Insbesondere durch das Verbot der Deponierung von unbehandeltem Klärschlamm, konnten Entsorgungspfade wie Verbrennung oder sonstige Verwertung (u.a. Kompostierung) ihre Anteile signifikant steigern. Die landwirtschaftliche Verwertung nahm in diesem Zeitraum von 23 % auf 15 % ab. Bei Betrachtung auf Bundesländerebene zeigen sich zum Teil starke Unterschiede in der Art und Weise der Verwertung, zumal die landwirtschaftliche Verwertung in Tirol, Salzburg und Wien verboten ist. In Kärnten, Salzburg, und Wien dominiert die Klärschlammverbrennung; in Burgenland, Niederösterreich und Vorarlberg die sonstige Behandlung und einzig in Oberösterreich wird der Klärschlamm überwiegend landwirtschaftlich verwertet.

2. Aktuelle und künftige Verwertungs- und Entsorgungspfade

Zu den in Österreich aktuellen Entsorgungs- und Verwertungspfaden gehören neben der landwirtschaftlichen Verwertung, die Deponierung, thermische Verfahren und sonstige Verfahren.

Zu den thermischen Verfahren gehören die Mitverbrennung und die Monoverbrennung. Zu den sonstigen Verfahren gehören u.a. die Kompostierung und die mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen (MBA).

Zudem gibt es eine Reihe an thermischen Verfahren (u.a. hydrothermale Carbonisierung HTC, Nassoxidation, etc.), die das Potenzial besitzen, zukünftig großtechnisch umgesetzt zu werden.

Für die ökonomische und ökologische Bewertung stehen generell viele Methoden zur Verfügung. Für die ökonomische Bewertung eignen sich Investitionsrechnungen und bei der ökologischen u.a. die Ökobilanzierung (LCA) oder auch der kumulierte Energieaufwand (KEA).

3. Risikoabschätzung

Die Risikoabschätzung wurde für die Bereiche Ökologie, Ökonomie und Gesellschaft durchgeführt. Jeder Bereich setzte sich aus verschiedenen Bewertungskriterien zusammen und wurde mit entsprechenden Bewertungsverfahren ermittelt. Eine anschließende Multikriterienanalyse diente zur Beurteilung der ökologischen, ökonomischen und gesellschaftlichen Risiken sowie zur Erstellung eines Gesamtergebnisses.

Folgende Klärschlamm Entsorgungspfade wurden mit Hilfe der Multikriterienanalyse untersucht:

- Mitverbrennung
- Monoverbrennung
- Hydrothermale Carbonisierung

Als Referenz diente die landwirtschaftliche Verwertung, da sie derzeit das einzige praktizierte Verfahren zur Nutzung des im Klärschlamm enthaltenen Phosphors in Österreich ist.

Die durchgeführte Multikriterienanalyse bewertet die Monoverbrennung als das nachhaltigste Verfahren. Sie erreicht die höchste Anzahl an Nutzwertpunkten in den Bereichen Umwelt (0,45) und Gesellschaft (0,15). Im Bereich „Ökonomie“ (0,15) liegt der Nutzwert in der Mitte der untersuchten Verfahren.

Im direkten Vergleich schnitt die Variante „Mitverbrennung“ deutlich schlechter ab. Dies ist auf die Bereiche Umwelt und Gesellschaft zurückzuführen. Die Mitverbrennung zeichnet sich aber durch höhere ökonomische Nutzwertpunkte aus.

Das technisch innovative Verfahren „HTC“ wies denselben niedrigen Nutzwertpunkt (0,47) wie die landwirtschaftliche Verwertung auf. Ausschlaggebend ist die geringe Wirtschaftlichkeit des Verfahrens.

Die landwirtschaftliche Verwertung zeichnet sich durch eine hohe Wirtschaftlichkeit aus. Jedoch ist das Risiko durch die Umweltbelastungen am höchsten, da hormonaktive Substanzen und Schwermetalle auf landwirtschaftlich genutzte Flächen gelangen. Somit werden die ökonomischen Vorteile durch ökologische Nachteile teilweise wieder kompensiert.

Die Multikriterienanalyse besitzt auch ihre Grenzen. Bei der Auswertung und Interpretation der Ergebnisse muss berücksichtigt werden, dass die Auswahl der Bewertungskriterien bestimmt, welche Aspekte in den Vergleich einbezogen werden. Einige Aspekte sind schwierig operationalisierbar und/oder es fehlen Datengrundlagen für eine Bewertung (z.B. bei der gesellschaftlichen Akzeptanz von technischen Verfahren, Transferkoeffizienten für bestimmte Stoffe oder für die Belastung des Bodens mit organischen Schadstoffen). Zudem suggeriert die quantitative Bewertung eine Genauigkeit, die nicht in jedem Fall gegeben ist (BÄTTIG et al, 2011).

Tabelle 84: Bewertungsergebnis der Multikriterienanalyse - gewichtet

	Gewichtung [%]	MiVe	MoVe	HTC	LW
Umwelt	55	0,33	0,45	0,40	0,10
Ökonomie	30	0,21	0,15	0,00	0,30
Gesellschaft	15	0,06	0,15	0,07	0,06
Gesamt	100	0,60	0,75	0,47	0,47
Anmerkung: Je höher die Nutzwerte desto besser die Beurteilung					

11. Literatur

- ABFALLVERBRENNUNGSVO(2002): 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) (BGBl. II Nr. 389/2002 i.d.F. BGBl. I Nr. 127/2013 (BG))
- ALBRECHT, M. (2015): Abfallbehandlung, Thieme Verlagsgruppe, <https://roempp.thieme.de/roempp4.0/do/data/RD-01-00094> (Aufgerufen am 23.04.2016)
- AMLINGER, F., PEYR, S., HILDEBRANDT, U., MÜSKEN, J., CUHLS, C., CLEMENS, J. (2005): Stand der Technik der Kompostierung. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
- AMA (2014): Haltung von Kühen, AMA-Gütesiegel-Richtlinie, Version 2015, Agrarmarkt Austria Marketing GesmbH
- AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG (2016a): Kompostierprozess, <http://www.abfallwirtschaft.steiermark.at/cms/beitrag/10785074/4335814/> (Aufgerufen am 26.04.2016)
- AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG (2016b): Kompostierverfahren, <http://www.abfallwirtschaft.steiermark.at/cms/beitrag/10785077/4335814/> (Aufgerufen am 26.04.2016)
- ATV (1996): Handbuch: Klärschlamm. 4. Auflage, Verlag Ernst und Sohn, Berlin
- ATV-DVWK-M 366: Maschinelle Schlammentwässerung, Regelwerk (Stand Oktober 2000), ATV-DVWK-Regelwerk
- ATV-DVWK-M 379: Klärschlamm-trocknung, Regelwerk (Stand Februar 2004), ATV-DVWK-Regelwerk
- AVA-CO₂ (2014a): Hydrothermale Carbonisierung – Klärschlammverwertung der Zukunft?, In: AQUA&GAS N° 9, S.86 – 91
- AVA_CO2 (2014b): Klärschlamm nutzen – Energie gewinnen Hydrothermale Carbonisierung, http://www.ava-co2.com/web/media/downloads_DE/broschure/AVA_CO2_Klaerschlamm_broschuere_DE.pdf, (Aufgerufen am 24.6.2015)
- BÄTTIG, M., KLINGLER, G., DETTLI, R., FRISCHKNECHT, R., TUCHSCHMID, M. (2009): Vorstudie für eine Methode zur Bewertung der Entsorgungs- und Nutzungsverfahren von biogenen Abfällen und Hofdünger – Entwicklung der Methodik und Anwendung auf ausgewählte Technologien, Bundesamt für Energie BFE
- BÄTTIG, M., BÜSSER, S., FRISCHKNECHT, R., KLINGLER, G., KÜTTEL, P., VON SCHULTHESS, R. (2011): Vergleich verschiedener Entsorgungswege des Klärschlammes aus der Region Luzern mittels Multikriterienanalyse und Ökobilanzen, Bundesamt für Umwelt (BAFU) Kanton Luzern, Bau-, Umwelt- und Wirtschaftsdepartement, Dienststelle Umwelt und Energie (uwe); Recycling Entsorgung Abwasser Luzern (REAL)
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (2016): Thermische Behandlung/Verwertung, <http://www.stmuv.bayern.de/umwelt/abfallwirtschaft/klaerschlamm/behandlung.htm>, (Aufgerufen am 19.04.2016)
- BEVER J. (1994): Perspektiven der Klärschlamm-entsorgung. ISBN 3-486-26358-7; R. Oldenbourg Verlag GmbH, München.
- BINDER, M. (2012): Phosphor-Recycling - Von der Technologie bis zur erfolgreichen Markteinführung – Überblicksstudie zum Thema Phosphor-Recycling, green jobs austria

- BIO AUSTRIA (2010): Bio Austria Richtlinien, Fassung 2010, <http://www.biola.at/de/bio-austria-richtlinien-biola-wissensdatenbank-fuer-den-biologischen-landbau.html> (Aufgerufen am 19.04.2016)
- BIOECONOMY (o.J.): Juristische und ökonomische Analysen zum Ende der Abfalleigenschaft von HTC-Kohle, BioEconomy e.V., <http://www.bioeconomy.de/juristische-und-oekonomische-analysen-zum-ende-der-abfalleigenschaft-von-htc-kohle>, (Aufgerufen am 27.06.2016)
- BMBF (2011): „Phosphorrecycling – Ökologische und wirtschaftliche Bewertung verschiedener Verfahren und Entwicklung eines strategischen Verwertungskonzepts für Deutschland“ (PhoBe), Bundesministerium für Bildung und Forschung
- BMLFUW (2002): Richtlinie für die mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
- BMLFUW (2006): Richtlinien für die Sachgerechte Düngung Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der Landwirtschaft. 6. Auflage, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
- BMLFUW (2011): Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2011 BAND 2, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
- BMLFUW (2015a): Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich Statusbericht 2014, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
- BMLFUW (2015b): Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich Statusbericht 2015, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
- BMLFUW (2015c): Bericht des BMLFUW über Verbrennungs- und Mitverbrennungsanlagen gem. § 18 AVV (Berichtsjahr 2013), Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
- BMLFUW (2015d): Benchmarking für die österreichische Abfallwirtschaft, Endbericht, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
- BMLFUW (2015e): Grüner Bericht 2015 - Gemäss § 9 des Landwirtschaftsgesetzes, 56. Auflage, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
- BÖHMER, S., RUMPLMAYR A., RAPP, K., BAUMGARTNER A. (2001): Mitverbrennung von Klärschlamm in kalorischen Kraftwerken, Umweltbundesamt
- BURGENLAND (1990): Gesetz vom 18. Juni 1990 über den Schutz landwirtschaftlicher Böden (Bgl. Bodenschutzgesetz) (LGBl. Nr. 87/1990 i.d.F. LGBl. Nr. 32/2001)
- BURGENLAND (1991): Verordnung der Burgenländischen Landesregierung vom 11. September 1991 über die Aufbringung von Klärschlamm und Müllkompost auf landwirtschaftlichen Böden (Bgl. Klärschlamm- und Müllkompostverordnung) (LGBl. Nr. 82/1991 i.d.F. LGBl. Nr. 75/2000)
- CARUSO, W., DANIELLE, S., ASHLEY, M. (o.J.): Alternative Energy Technologies - High Tech Solutions for Urban Carbon Reduction, London Borough of Merton Council
- CROSS COMPLIANCE (2015): CROSS COMPLIANCE, Einhaltung anderweitiger Verpflichtungen, Stand 2015, https://www.ama.at/getattachment/58f6cda5-3f25-4e19-a31f-a5ca66015232/CC_Merkblatt_2015_20150512.pdf, (Aufgerufen am 19.04.2016)
- DAUN, M. (1994): Klärschlammbehandlung durch Nassoxidation nach dem VerTech-Verfahren, In WOLF, P. (Hrsg), Thermische Klärschlammbehandlung – Planung, Technologie und Erfahrung (S.413 - 439), 13.Schriftenreihe der Fachgebiete Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik Universität – Gesamthochschule Kassel

- DEBELLEFONTAINE, H., FOUSSARD, J.N. (1999): Wet air oxidation for the treatment of industrial wastes. Chemical aspects, reactor design and industrial applications in Europe Waste Management 20 (2000) 15 – 25
- DEERBERG, G. (2016): persönliche Mitteilung (17.05.2016)
- DEPONIEVO(2008): Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Deponien (DVO 2008) (BGBl. II Nr. 39/2008 i.d.F. BGBl. II Nr. 104/2014)
- DEUERLING, C. F. (2009): Untersuchungen zum Einfluss von Rauchgas-Aerosolen in Müll- und Biomasse-Verbrennungsanlagen auf die Hochtemperatur-Korrosion der Überhitzer, Dissertation, Universität Rostock
- DWA-M (368): Biologische Stabilisierung von Klärschlamm, Merkblatt (Stand Juni 2014) - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.
- DWA-M (386): Thermische Behandlung von Klärschlämmen – Monoverbrennung, Merkblatt (Stand Dezember 2011) - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.
- DWA-M (387): Thermische Behandlung von Klärschlämmen – Mitverbrennung in Kraftwerken, Merkblatt (Stand Mai 2012) - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.
- EGLE, L., RECHBERGER, H., ZESSNER, M. (2013): Vergleich von Verfahren zur Rückgewinnung von Phosphor aus Abwasser und Klärschlamm, Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft (2014) 66:30-39, Springer-Verlag Wien (2013)
- EGLE, L., RECHBERGER, H., ZESSNER, M. (2014a): Endbericht Phosphorrückgewinnung aus dem Abwasser, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW)
- EGLE, L., RECHBERGER, H., ZESSNER, M. (2014b): Endbericht Phosphorbilanz Österreich – Grundlage für ein nachhaltiges Phosphormanagement – gegenwärtige Situation und zukünftige Entwicklung, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW)
- EMIS (2015): Pyrolysis, energie- en milieu-informatiesysteem voor het Vlaamse Gewest, <http://emis.vito.be/en/techniekfiche/pyrolysis>, (Aufgerufen am 19.04.2016)
- EMRC (2010): Pyrolysis, Eastern Metropolitan Regional Council (EMRC), <http://www.emrc.org.au/pyrolysis.html> (Aufgerufen am 19.04.2016)
- ESCALA, M., ZUMBÜHL, T., KOLLER, Ch., JUNGE, R., KREBS, R. (2012): Hydrothermal Carbonization as an Energy-Efficient Alternative to Established Drying Technologies for Sewage Sludge: A Feasibility Study on a Laboratory Scale, Energy Fuels 2013, 27, 454-460
- ESU-SERVICE (o.J.): Umweltbelastungspunkte, ESU-services fair consulting in sustainability, <http://esu-services.ch/de/projekte/ubp06/>, (Aufgerufen am 1.07.2016)
- FABRIKDERZUKUNFT (2003): PUIS und ihre Eigenschaften, Bundesministeriums für Verkehr, Innovation und Technologie (BMVIT), http://www.fabrikderzukunft.at/puis/kap04_4.htm, (Aufgerufen am 1.07.2016)
- FABRY, F., REHMET, C., ROHANI, V-J., FULCHERI L. (2013): Waste Gasification by Thermal Plasma: A Review. Waste and Biomass Valorization, 2013, 4 (3), pp.421-439.
- FISCHER, J. (2009): Biomasse, In: WESSELK V., SCHABBACH, T. (2009): Regenerative Energietechnik, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, S. 323 – 374
- FORSTGESETZ(1975): Bundesgesetz vom 3. Juli 1975, mit dem das Forstwesen geregelt wird (Forstgesetz 1975) (StF: BGBl. Nr. 440/1975 i.d.F. BGBl. I Nr. 189/2013)

- FRANK, J. (2015): Monoverbrennung von Klärschlamm – Ab welcher Größe ist das realistisch?, Dr. Born - Dr. Ermel GmbH – Ingenieure, 19. März 2015
- FRISCHKNECHT R., STEINER R., JUNGBLUTH N. (2009): Methode der ökologischen Knappheit – Ökofaktoren 2006. Methode für die Wirkungsabschätzung in Ökobilanzen. Umwelt-Wissen Nr. 0906. Bundesamt für Umwelt, Bern: 188 S.
- FUNKE, A., ZIEGLER, F. (2010): Hydrothermal carbonization of biomass: A summary and discussion of chemical mechanisms for process engineering, *Biofuels, Bioprod. Bioref.* 4:160–177 (2010)
- FUNKE, A. (2012): Hydrothermale Karbonisierung von Biomasse – Reaktionsmechanismen und Reaktionswärme, Dissertation, Technischen Universität Berlin
- FUNKE, A. (2016): persönliche Mitteilung 24.05.2016
- FYTILI, D., ZABANIOTOU, A. (2006): Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods—A review, *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 12 (2008) 116–140
- GERDES, C. (2001): Pyrolyse von Biomasse-Abfall: Thermochemische Konversion mit dem Hamburger-Wirbelschichtverfahren, Dissertation, Universität Hamburg
- GERHARDT T. (1998): Thermische Behandlung von kommunalen Klärschlämmen in Kohlestaubfeuerungen. VGB – Technisch-wissenschaftliche Berichte „Feuerungen“, ISBN 0937-0188.
- GLASNER, C., DEERBERG, G., LYKO, H. (2011): Hydrothermale Carbonisierung: Ein Überblick, *Chemie Ingenieur Technik* 2011, 83, No.11, 1932-1943
- GLEIS, M. (2011): Pyrolyse und Vergasung, In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J.; BECKMANN, M. (Hrsg.): *Energie aus Abfall*, Band 8. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, 2011, S. 437-465
- GRECH, H., NEUBACHER, F., RANAWAT P., SCHEFFL, C. (2009): Thermische Abfallbehandlung in Österreich, *Weißbuch – Zahlen, Daten Fakten – 2.Auflage*, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
- GUNIÈE J.B. (2002): *Handbook on Life Cycle Assessment - Operational Guide to the ISO Standards*, Kluwer Academic Publishers Dordrecht / Boston / London
- GUJER, W. (2007): *Siedlungswasserwirtschaft. 3. Auflage*, Verlag Springer Berlin Heidelberg New York
- HALL, R.H., RAPPE, G.C. (1985): AN INNOVATIVE, BELOW-GROUND, WET AIR OXIDATION SYSTEM FOR THE TREATMENT OF HAZARDOUS AND TOXIC WASTES, Conference: Proceedings of the thirty-second Ontario Industrial Waste Conference [Proceedings, 32nd Ontario Industrial Waste Conference, June 16-19, 1985, S.209 – 229 <https://ia600303.us.archive.org/5/items/PROCEEDINGSOFTHE00SNSN04077.ome/PROCEEDINGSOFTHE00SNSN04077.pdf> (Aufgerufen am 26.04.2016)
- HAUSENBERGER, R. (2009): Von der Abfallwirtschaft zum Ressourcenmanagement: Entwicklungen in der niederösterreichischen Abfallwirtschaft am Beispiel eines regionalen Abfallverbandes, Diplomarbeit, Technische Universität Wien
- HELLWEG, S., JURASKE, R., RUBLI, S. (2015): *Ökologische Systemanalyse Materialflussanalyse – Risikoanalyse – Oekobilanz*, Vorlesungsskript (Version 15. Februar 2015), ETH Zürich
- HERMANN, T., GOLDAU, K. (2004): Daten zur Anlagentechnik und zu den Standorten der thermischen Klärschlamm Entsorgung in der Bundesrepublik Deutschland, 3. überarbeitete Auflage (08/2004), Umweltbundesamt Fachgebiet III 3.3 „Abfallbehandlung, Ablagerung“

- HERTER, U., KÜLLING, D. (2001): Risikoanalyse zur Abfalldüngerverwertung in der Landwirtschaft, Schriftenreihe der FAL 48, Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich-Reckenholz, Zürich
- HII, K., BAROUTIAN, S., PARTHASARATHY, R., GAPES, D.J., ESTHTIAGHI, N. (2013): A review of wet air oxidation and Thermal Hydrolysis technologies in sludge treatment, *Bioresource Technology* 155 (2014) 289–299
- HOFBAUER, H., VOGEL, A. KALTSCHMITT, M. (2009): Vergasung, In: KALTSCHMITT, M., HARTMANN, H., HOFBAUER, H. (2009): Energie aus Biomasse – Grundlagen, Techniken und Verfahren, 2., neu bearbeitete und erweiterte Auflage, Springer-Verlag Berlin Heidelberg S. 599 – 670
- HUANG, H., TANG, L. (2007): Treatment of organic waste using thermal plasma pyrolysis technology, *Energy Conversion and Management* 48 (2007) 1331–1337
- INGUANZO, M., DOMÌNGUEZ, A., MENÈNDEZ, J.A., BLANCO, C.G., PIS, J.J. (2001): On the pyrolysis of sewage sludge: the influence of pyrolysis conditions on solid, liquid and gas fractions, *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 63 (2002) 209–222
- JACOBS, U. (2013): Kosten und Wirtschaftlichkeit der Klärschlamm-trocknung, In: Thomé-Kozmiensky, K. J. und Beckmann, M. (Hrsg.): Energie aus Abfall, Band 10. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, 2013, S. 961-974
- KÄRNTEN (2000): Verordnung der Landesregierung vom 3. Oktober 2000 über die Aufbringung von behandeltem Klärschlamm, Bioabfall und Grünabfall auf landwirtschaftlich genutzte Böden (Kärntner Klärschlamm- und Kompostverordnung - K-KKV) (LGBl. Nr. 74/2000 i.d.F. LGBl. Nr. 5/2004)
- KAUSCH, P., BERTAU, M., GUTZMER, J., MATSCHULLAT, J. (2014): Strategische Rohstoffe – Risikovorsorge, Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2014
- KLAGHOFER, E., MÜLLER H. (2003): Anforderungen des Bodens für eine landwirtschaftliche Klärschlammverwertung - Umsetzung in der Praxis, In: Wiener Mitteilungen (2003) Band 184, 139 – 150
- KOLACZKOWSKI, S.T., PLUCINSKI, P., BELTRAN, F.J., RIVAS, F.J., McLURGH, D.B. (1998): Wet air oxidation: a review of process technologies and aspects in reactor design, *Chemical Engineering Journal* 73 (1999) 143-160
- KOMPOSTVO(2001): Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Qualitätsanforderungen an Komposte aus Abfällen (Kompostverordnung) (BGBl. II Nr. 292/2001)
- KNAPPE, F., VOGT, R., LAZAR, S., HÖKE, S. (2012): Optimierung der Verwertung organischer Abfälle, Umweltbundesamt
- KRAMPITZ, R., HORN, I., QUACK, A., WERNER, U. (2006): Jetzt das Plasma – an der Schwelle zur Kreislaufwirtschaft für die Veredelung von Kohlenstoffträger In: TECHNISCHE UNIVERSITÄT ILLMENAU (2006): INFORMATION TECHNOLOGY AND ELECTRICAL ENGINEERING - DEVICES AND SYSTEMS, MATERIALS AND TECHNOLOGIES FOR THE FUTURE, 51. IWK Internationales Kolloquium 11-15 September 2006
- KRAUSE, A., (2010): Hydrothermale Carbonisierung organischer Reststoffe - Machbarkeitsbetrachtung der technischen Realisierungsmöglichkeiten in der Region Kagera/Tansania, Diplomarbeit, Technische Universität Berlin
- KROISS, H. (2003): Neue Entwicklungen auf dem Gebiet Klärschlamm, In: Wiener Mitteilungen (2003) Band 184, 25-42
- KROISS, H., SVARDAL, K. (2009): Energiebedarf von Abwasserreinigungsanlagen; Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, 61 (2009), 11-12; S. 170 - 177.

- KÜGLER, I., ÖHLINGER, A., WALTER, B. (2004): Dezentrale Klärschlammverbrennung, Umweltbundesamt,
- LAGA (2012): Bericht „Bewertung von Handlungsoptionen zur nachhaltigen Nutzung sekundärer Phosphorreserven“, Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall
- LAM, S.S., CHASE, H.A. (2012): A Review on Waste to Energy Processes Using Microwave Pyrolysis, *Energies* 2012, 5, 4209-4232; doi:10.3390/en5104209
- LAMPERT, C., REISINGER, H., ZETHNER, G. (2014): Bioabfallstrategie, Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung VI/3 Abfallbehandlung und Altlastensanierung
- LANDWIRT (2016): <https://www.landwirt.com/>, (Aufgerufen am 9.02.2016)
- LECHNER, P., STUBENVOLL, J. (2004): Verbrennung von Abfällen, In: LECHNER, P. (Hg.): Kommunale Abfallentsorgung, Facultas Verlags- Buchhandels AG
- LEHRMANN, F. (2013): Überblick über die thermische Klärschlammbehandlung – Trocknung, Monoverbrennung und Mitverbrennung, In: Thomé-Kozmiensky, K. J. und Beckmann, M. (Hrsg.): Energie aus Abfall, Band 10. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, 2013, S. 901-926
- LÖSCHAU, M. (2006): Input-Output-Analyse als Methode zur stofflichen Bilanzierung komplexer Entsorgungssystemen, Dissertation, TU Berlin
- LU, L., NAMIOKA, T., YOSHIKAWA, K. (2011): Effects of hydrothermal treatment on characteristics and combustion behaviors of municipal solid wastes, *Applied Energy* 88 (2011) 3659–3664
- LU, X., JORDAN, B., BERGE N.D. (2012): Thermal conversion of municipal solid waste via hydrothermal carbonization: Comparison of carbonization products to products from current waste management techniques, *Waste Management* 32 (2012) 1353–1365
- LUDUVICE, M., FERNANDES, F. (2007): Sludge transformation and disposal, In: VON SPERLING, M., *Sludge Treatment and Disposal*, (pp. 207-225), Volume 6 Biological Wastewater Treatment, IWA Publishing
- MEIER, D. (2009): Bereitstellung flüssiger Sekundärträger, In: KALTSCHMITT, M., HARTMANN, H., HOFBAUER, H. (2009): Energie aus Biomasse – Grundlagen, Techniken und Verfahren, 2., neu bearbeitete und erweiterte Auflage, Springer-Verlag Berlin Heidelberg S. 671 - 689
- MOSER, D. (2003): Aktuelle Entwicklungen der rechtlichen Rahmenbedingungen für die Klärschlammverwertung und- entsorgung in Österreich und der EU, In: Wiener Mitteilungen (2003) Band 184, 1-24
- MOSTBAUER, P., SCHNEIDER, M., ANGERER, T., BINNER, E., FUCHS, A., KONRAD, W., LAHL, U., LASSNIG, D., LECHNER, P., MAURER, G., SCHARF, W., SCHEIDL, K., WIDERIN, M., ZACH, A., ZESCHMAR-LAHL, B., LOIDL, M., SHANI-KRAUS, J. (1998): Grundlagen für eine Technische Anleitung zur mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Abfällen, Umweltbundesamt
- MÜLLER, R., REITBERGER, F., LEITSCHUH, S., BECK, R., MIX-SPAGL, K. (2011): Klärschlamm Entsorgung in Bayern – Planungshilfe für Kommunen, Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)
- NEUBAUER, C., ÖHLINER, A. (2006): IST-Stand der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA) in Österreich, Zustandsbericht 2006, Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
- NEUHOFER, L. (2016): persönliche Mitteilung (29.08.2016)

- NIEDERL, K., LIST, D., STABER, W., HOFER M. (1999): Ökoprotif Stoffstrommanagement nach IPPC – Bewertungsmethoden und Anwendbarkeit, Grazer Umweltamt
- NIEDERÖSTERREICH (1988): NÖ Bodenschutzgesetz (NÖ BSG) (LGBl. Nr. 58/88 i.d.F. LGBl. Nr. 35/14)
- NIEDERÖSTERREICH (1994): NÖ Klärschlammverordnung 1994 (LGBl. 80/94 i.d.F. LGBl.31/05)
- OBERÖSTERREICH (1991): Landesgesetz vom 3. Juli 1991 über die Erhaltung und den Schutz des Bodens vor schädlichen Einflüssen sowie über die Verwendung von Pflanzenschutzmitteln (Oö. Bodenschutzgesetz 1991) (LGBl. Nr. 63/1997 i.d.F. LGBl. Nr. 3/2014)
- OBERÖSTERREICH (2006a): Verordnung der Oö. Landesregierung betreffend Bodengrenzwerte (Oö. Bodengrenzwerte-Verordnung 2006) (LGBl. Nr. 50/2006)
- OBERÖSTERREICH (2006b): Verordnung der Oö. Landesregierung über die Ausbringung von Klärschlamm auf Böden (Oö. Klärschlammverordnung 2006) (LGBl. Nr. 62/2006)
- OLFERT, K., RAHN, H-J. (2001): Lexikon der Betriebswirtschaftslehre, 4. Auflage, Friedrich Kiehl Verlag GmbH
- OLIVA, J., BERNHARDT, A., REISINGER, H., DOMENIG, M., KRAMMER, H.J. (2009): Klärschlamm - Materialien zur Abfallwirtschaft, Umweltbundesamt
- ÖWAV (2004): ÖWAV-Regelball Nr. 17 Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm, 2., vollständig überarbeitete Auflage, Wien 2004, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV)
- ÖWAV (2014): ÖWAV-Positionspapier Klärschlamm als Ressource, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV)
- PFEFFERKORN, C., WUSTMANN, F., SCHOLICH G. (2015): Klärschlammkonzeption 2015, Landesamt Für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Freistaat Sachsen
- PHILIPP, W., HERTWIG, K., SCHIRM, V., BÖHM, R. (2003): Anforderungen und Verfahren zur Klärschlammhygienisierung, In: Wiener Mitteilungen (2003) Band 184, 223 – 250
- PYTLAR, T.S. Jr. (2010): STATUS OF EXISTING BIOMASS GASIFICATION AND PYROLYSIS FACILITIES IN NORTH AMERICA, Proceedings of the 18th Annual North American Waste-to-Energy Conference, ASME NAWTEC18May 11-13, 2010, Orlando, Florida, USA
- QUICKER, P. (2014): Alternativen zur Verbrennung, Berliner Abfallwirtschafts -und Energiekonferenz 27. & 28. Januar 2014 http://www.teer.rwth-aachen.de/cms/upload/Votrge_und_allgemeine_PDS/2014_Quicker_Alternativen_zur_Verbrennung_Berliner_Abfallwirtschafts-_und_Energiekonferenz.pdf (Aufgerufen am 26.04.2016)
- QUICKER, P., NEUERBURG, F., NOËL, Y., HURAS, A., WEBER, K., EYSSEN, R.G., SEIFERT, H., VEHLow, J., THOMÉ-KOZMIENSKY, K.J. (2014): State of the Art of Alternative Thermal Waste Treatment Processes, In: Thomé-Kozmiensky, K. J.; Thiel, Stephanie (Hrsg.): Waste Management, Volume 4. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, 2014, p. 357-364
- QUICKER, P., NOËL, Y. (2014): Alternativen zur Verbrennung?, In: Thomé-Kozmiensky, K. J. und Beckmann, M. (Hrsg.): Energie aus Abfall, Band 11. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, 2014, S. 767-778
- QUICKER, P. (2015): Pyrolysis and Gasification – State of the Art, In: Thomé-Kozmiensky, K. J.; Thiel, S. (Hrsg.): Waste Management, Volume 5. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, 2015, S. 415-436

- RAMKE, H.G., BLÖHSE, D., LEHMANN, H.J., ANTONIETTI, M., FETTIG, J. (2010): Machbarkeitsstudie zur Energiegewinnung aus organischen Siedlungsabfällen durch Hydrothermale Carbonisierung, Abschlussbericht, Hochschule Ostwestfalen-Lippe
- RAMKE, H.G., BLÖHSE, D. (2010): Analytik von Biokohle aus Hydrothormaler Carbonisierung von Biomasse, Fachtagung in der Bildungsstätte Essen des BEW Bildungszentrum für Entsorgungs- und Wasserwirtschaft GmbH Essen, 08./09. Februar 2010
- RAMKE, H.G., BLÖHSE, D., LEHMANN, H.J. (2013): Hydrothermale Carbonisierung organischer Siedlungsabfälle, In: Hydrothermale Carbonisierung von Biomasse, Ergebnisse und Perspektiven, Erich Schmidt Verlag GmbH & Co. KG, S. 9 – 28
- RAPSO (2015): Produktionsbedingungen, www.saatbau.com/at/media/download/707 (Aufgerufen am 19.04.2016)
- RAUSCHMEYER, F. (2000): Entscheidungsverfahren in der Naturschutzpolitik – Die Multikriterienanalyse als Integration planerischer, ökologischer, ökonomischer und ethnischer Überlegungen, Europäische Hochschulschriften - Reihe V, Lang, Peter Frankfurt
- REMY, C., STÜBER, J. (2015): Weiterentwicklung des Klima- und Ressourceneffizienzpotentials durch HTC-Behandlung ausgewählter Berliner Klärschlämme - HTC-Berlin, Abschlussbericht, Kompetenzzentrum Wasser Berlin GmbH
- ROBBIANI, Z. (2013): Hydrothermal carbonization of biowaste/fecal sludge – Conception and construction of a HTC prototype research unit for developing countries, Master Thesis, ETH Swiss Federal Institute of Technology Zürich
- ROMEIKE, F. (2004): Lexikon Risiko-Management, WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA
- ROSENWINKEL, K. H., KROISS, H., DICHTL, N., SEYFRIED, C.F., WEILAND, P. (2015): Anaerobtechnik – Abwasser-, Schlamm- und Reststoffbehandlung, Biogasgewinnung, 3., neu bearbeitete Auflage, Springer-Verlag Berlin Heidelberg 1995, 2005, 2015
- SALZBURG (2002): Verordnung der Salzburger Landesregierung vom 16. September 2002 zum Schutz des Bodens bei der Verwendung von Klärschlamm und klärschlammhaltigen Materialien (Klärschlamm-Bodenschutzverordnung) (LGBl. 85/2002)
- SCHOLZ, R., BECKMANN, M., SCHULENBURG, F. (2001): Abfallbehandlung in thermischen Verfahren – Verbrennung, Vergasung, Pyrolyse, Verfahrens- und Anlagenkonzepte, B.G. Teubner Stuttgart Leipzig Wiesbaden
- SCHULTZ, A. (2002): Methode zur integrierten ökologischen und ökonomischen Bewertung von Produktionsprozessen und -technologien, Dissertation, Otto-von-Guericke-Universität Magdeburg
- SPIONWEB (2015): Der Sustainable Process Index, Technische Universität Graz, <http://spionweb.tugraz.at/de/spi> (Aufgerufen am 01.07. 2016)
- STAHL, B. (1998): Methodenvergleich und Methodenentwicklung zur Lösung der Bewertungsproblematik in produktbezogenen Ökobilanzen, DVS (F)
- STEIERMARK (1987): Gesetz vom 2. Juni 1987 zum Schutz landwirtschaftlicher Böden (Steiermärkisches landwirtschaftliches Bodenschutzgesetz) (LGBl. Nr. 66/1987 i.d.F. LGBl. Nr. 8/2004)
- STEIERMARK (2007): Verordnung der Steiermärkischen Landesregierung vom 8. Oktober 2007, über die Aufbringung von Klärschlamm auf landwirtschaftlichen Böden (Steiermärkische Klärschlammverordnung 2007) (LGBl. Nr. 89/2007 i.d.F. LGBl. Nr. 94/2007)
- STÖGLEHNER, G. (1998): Bewertung energiepolitischer Massnahmen mit Hilfe des ökologischen Fussabdrucks gezeigt am Beispiel des regionalen Energiekonzeptes Freistadt, Diplomarbeit, Technische Universität Wien

- STOIBER, H., BÖHMER, S., BRANDHUBER, D., SCHINDLER, I. (2007): STAND DER UMSETZUNG DER ABFALLVERBRENNUNGSVERORDNUNG, Endbericht, Umweltbundesamt
- TIROL (2000): Gesetz vom 5. Juli 2000 über den Schutz des Feldgutes und die Ausbringung von Klärschlamm (Tiroler Feldschutzgesetz 2000) (i.d.F. LGBl. Nr. 130/2013)
- THOMÉ-KOZMIENSKY, K.J. (1998): Klärschlamm Entsorgung. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky; Neuruppin.
- THOMMEN, J-P., ACHLEITNER, A-K. (2012): Allgemeine Betriebswirtschaftslehre, 7.Auflage, Springer Gabler Verlag
- THUMMAR, R., LIMBASIYA, N., UPADHYAY A. (2015): WET AIR OXIDATION PROCESS FOR SLUDGE TREATMENT (ZIMPRO PROCESS), INTERNATIONAL JOURNAL OF ADVANCED RESEARCH IN ENGINEERING, SCIENCE & MANAGEMENT, VOLUME 1, ISSUE 5 (February 2015)
- TU-GRAZ (2015): persönliche Mitteilung (21.09.2015)
- ÜBERREITER, E., STORK, C., WINDHOFER, G. (2014): Kommunales Abwasser Österreichischer Bericht 2014, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW)
- ÜBERREITER, E. (2016): persönliche Mitteilung (8.7.2016)
- UFZ (o.J.): Hydrothermale Carbonisierung HTC, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ, <https://www.ufz.de/index.php?de=37433> (Aufgerufen am 19.04.2016)
- U.S. Geological Survey (2015) Mineral Commodity Summaries 2015, <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/mcs/2015/mcs2015.pdf> (Aufgerufen am 04.03.2016) (pdf)
- VAN OOST, G., HRABOVSKY, M., KOPECKY, V., KONRAD, M., HLINA, M., KAVKA, T. (2009): Pyrolysis/gasification of biomass for synthetic fuel production using a hybrid gas-water stabilized plasma torch, Vacuum 83 (2009) 209–212
- VOM EYSER, C., PALMU, K., SCHMIDT, T.C., TUERK, J. (2015): Pharmain sewage sludge and biocahr produced by hydrothermal carbonization, Science of the Total Environment 537 (2015) 180-186
- VORARLBERG (1997): Verordnung der Landesregierung über die Ausbringung von Klärschlamm (LGBl. Nr. 1975/1997 i.d.F. LGBl. 27/2002)
- WEINER, B., RIEDEL, G., KÖHLER, R., KOPINKE, F.D. (2014): Kombination von hydrothormaler Karbonisierung und Nassoxidation, HTP-Fachforum, Leipzig, 12.11.2014
- WIECHMANN, B., DIENEMANN, C., KABBE, C., BRNDT, S., VOGEL, I. (2013): Klärschlamm Entsorgung in der Bundesrepublik Deutschland, Umweltbundesamt
- WIECHMANN, B. (2013): Klärschlammbehandlung in Mono- und Mitverbrennungsanlagen – Stand und Perspektiven, Umweltbundesamt https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/dokumente/klaerschlammbehandlung_in_mono-und_mitverbrennung.pdf (Aufgerufen am 19.04.2016)
- WIEN (2000): Gesetz über das Verbot der Ausbringung von Klärschlamm (LGBl. Nr. 09/2000)
- WINKOVITSCH, C (2009): Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm. Abt. VI, Landwirtschaft und Klärschlamm, http://www.kan.at/upload/medialibrary/Kl_rschlamm_2009_Winko.ppt (Aufgerufen am 19.04.2016)
- WINTER, I., (2010): L-AWG 2010 – Landesabfallwirtschaftsplan, Amt der Steiermärkischen Landesregierung - Fachabteilung 19D

- WOLKINGER, B., LAURIEN, F., BEDNAR-FRIEDL, B. (2014): Anpassungsoptionen für Österreichs Straßen- und Schienenverkehr: Ergebnisse einer Multi-Kriterien-Analyse, Wegener Center Verlag Graz
- ZESSNER, M. (2002): Klärschlammverwertung und Entsorgung, In: Wiener Mitteilungen Band 177b, 125-158
- ZESSNER, M., AICHBERGER, K. (2003): Wertstoffe und Schwermetalle im Klärschlamm, In: Wiener Mitteilungen Band 184, 109-138

12. Anhang

12.1 Anhang 1

Tabelle 85: Verfahren der Schlammstabilisierung (DWA-M 368)

Wirkungs- weise	Milieu	Konsis- tenz	Zufuhr von Wärme	Verfahren	Größen- bereich der Klär- anlage	Anmerkungen	
Biologisch	aerob	Dünn- flüssig	Ohne wirksame Selbsterwärmung	gemeinsame aerobe Stabilisierung	Klein bis Mittel	Bedingt stabilisiert	
		Eingedickt	Selbsterwärmung	Aerob-thermophile Schlamm-stabilisierung (Flüssig-kompostierung)	Klein bis Mittel	Zugleich Desinfektion erreichbar	
		Entwässert	Selbsterwärmung	Kompostierung in Mieten oder Bio-Reaktoren	Klein bis Mittel	Zugleich Desinfektion erreichbar	
	An- aerob	Eingedickt	Ohne Wärmezufuhr	Emscherbecken, unbeheizte Faulbehälter oder anaerobe Teiche	Klein	In Deutschland nicht mehr eingesetzt	
			Mit Wärmezufuhr	Beheizte Faulbehälter	Klein bis Groß	Desinfektion bei thermophilem Betrieb erreichbar	
		Entwässert	Mit Wärmezufuhr	In gasdichten Behältern	Klein bis Mittel	Für Klärschlamm noch nicht eingesetzt	
	dual	Eingedickt	Mit Wärmezufuhr und Wärmerück- gewinnung	Meist aerob thermophil + anaerob mesophil	Mittel bis Groß	Zugleich Desinfektion erreichbar	
	Chemisch	Aerob oder an- aerob	Eingedickt	Ohne Selbsterwärmung	Zugabe von Kalkmilch	Klein	nur Pseudo- Stabilisierung , zugleich Desinfektion erreichbar,
			Entwässert	Mit Selbsterwärmung	Zugabe von Branntkalk	Klein	
aerob		Eingedickt	Mit Wärmezufuhr	Nassoxidation	Groß	Zugleich Desinfektion	
Thermisch	aerob	Entwässert	Mit Wärmezufuhr	Trocknung	Klein bis groß	Nur Pseudostabilisi- erung zugleich Desinfektion erreichbar	

12.2 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Schlammwerte und ihre Bedeutung (Darstellung WIECHMANN et al., 2013) (KOPP 2010, RÄBINGER 2011 zit. bei WIECHMANN et al, 2013).....	6
Tabelle 2: Größenordnung für N-, P- und K- Konzentrationen in Klärschlamm (ÖWAV, 2004) ...	7
Tabelle 3: OÖ. Klärschlamm Probenmittelwerte für 2000/2009/2014, (eigene Darstellung).....	8
Tabelle 4: Gruppe der Krankheitserreger und ihre Vertreter (ROSENWINKEL, 2015).....	9
Tabelle 5: Heizwerte in Abhängigkeit des CSB-Wertes (KROISS & SVARDAL, 2009).....	9
Tabelle 6: Zusammensetzung von kommunalem Klärschlamm in Österreich (KÜGLER et al, 2004) in mg/kg TM	10
Tabelle 7: Verwendung von Phosphaten (in 1000t P ₂ O ₅) (Datenquelle: IFA (2007), Schrödter et al. (2008), BmBf (2011) in BmBf, 2011) (BINDER, 2012)	11
Tabelle 8: Auswahl von Verfahren und technologischen Ansätze für die P-Rückgewinnung, eigene Darstellung (EGLE et al, 2013)	15
Tabelle 9: Erforderlicher Stabilisierungsgrad in Abhängigkeit von der Entsorgung (DWA M-368)	17
Tabelle 10: Beschaffenheit von Klärschlämmen bei abnehmendem Wassergehalt (ATV, 1996)	17
Tabelle 11: Übersicht über die Konditionierungsverfahren (ATV-DVWK-M 366).....	19
Tabelle 12: Übersicht der Entseuchungsverfahren (ATV, 1996)	21
Tabelle 13: landwirtschaftliche Verwertung in Österreich.....	22
Tabelle 14: Bodenschadstoffgrenzwerte in mg/kg TS.....	23
Tabelle 15: Ausbringungsmenge in Abhängigkeit von Klärschlammqualität und Ausbringungsfläche für Kärnten, Niederösterreich und Steiermark.....	23
Tabelle 16: Übersicht der Hygienevorschriften einzelner Bundesländer	23
Tabelle 17: Begrenzung der Nährstofffracht (Reinstickstoff und Phosphatfracht)	23
Tabelle 18: Schadstoffgrenzwerte im Klärschlamm in mg/kg TM.....	24
Tabelle 19: Jährlich zulässige Schadstofffracht [g/ha•a]	24
Tabelle 20: Emissionsgrenzwerte für Verbrennungsanlagen bei 1,013 bar, Temperatur von 0 °C und bezogen auf 11 % Sauerstoff	25
Tabelle 21: Grenzwerte für gereinigtes Gas aus Vergasungs- oder Pyrolyseanlagen.....	26
Tabelle 22: Emissionsgrenzwerte für Mitverbrennungsanlagen gemäß AVV, ausgenommen Anlagen zur Zementerzeugung und Feuerungsanlagen	26
Tabelle 23: Emissionsgrenzwerte Mitverbrennungsanlagen (Nicht Zement und Feuerungsanlagen) 1.1-1.3	27
Tabelle 24: Emissionsgrenzwerte für Anlagen der Zementerzeugung (10% Sauerstoff).....	27
Tabelle 25: Grenzwerte für Ersatzbrennstoffe in Abhängigkeit der Mitverbrennungsanlagen ...	27
Tabelle 26: Deponieklassen und deren Abfallzuordnung (GRECH et al, 2009)	28
Tabelle 27: Ausgewählte Grenzwerte für unterschiedliche Deponieunterklassen für nicht gefährliche Abfälle (GRECH et al. 2009)	29
Tabelle 28: Grenzwerte für das Ausgangsmaterial und dem Endprodukt in mg/kg TM.....	29

Tabelle 29: Begrenzungen über die maximale Aufbringungsmenge	30
Tabelle 30: Anforderungen für Komposte aller Qualitätsklassen in Kärnten.....	31
Tabelle 31: Anforderungen an die seuchenhygienische Unbedenklichkeit gemäß KompostVO 31	
Tabelle 32: Emissionsgrenzwerte (BMLFUW, 2002)	33
Tabelle 33: Vorhandene Ausbaupkapazität der Kläranlagen für Österreich (Stand 31.12.2012) (ÜBERREITER et al, 2014)	35
Tabelle 34: Entwicklung des Anschlussgrades der Abwasserentsorgung und der Gesamtbevölkerung Österreichs (ÜBERREITER et al, 2014).....	36
Tabelle 35: Entwicklung des Klärschlammaufkommens und der -verwertung von 1995 bis 2012 für kommunale Kläranlagen.....	37
Tabelle 36: Kommunale Klärschlämme im Jahr 2013 (BMLFUW, 2015a) (eigene Ergänzungen)	38
Tabelle 37: Anlagen zur thermischen Behandlung von Siedlungsabfällen im Jahr 2014 (BMLFUW, 2015b).....	39
Tabelle 38: Kompostieranlagen im Jahr 2014 (BMLFUW, 2015b)	40
Tabelle 39: Aufgliederung der Deponien nach Deponieklassen und – unterklassen sowie freies Deponievolumen für das Jahr 2014 (BMLFUW, 2015b).....	40
Tabelle 40: Mechanisch-biologische Behandlungsanlagen im Jahr 2014 (BMLFUW, 2015b) ...	41
Tabelle 41: Fläche, die zur Klärschlammausbringung zur Verfügung steht (BMLFUW, 2015e)	41
Tabelle 42: Produktzusammensetzung bei der Klärschlamm-thermochemischen Pyrolyse in Abhängigkeit von der Pyrolyse-Endtemperatur (Quelle: KAMINSKY et al 1989) (THOMÉ-KOZMIENSKY, 1998)	47
Tabelle 43: Physikalisch-chemische Eigenschaften von Flash-Pyrolyseölen und Erdölprodukten (MEIER, 2009)	48
Tabelle 44: Überblick über mögliche Vergasungsmittel und ihre Produktgase (HOFBAUER et al. 2009).....	51
Tabelle 45: Klassifizierung der gasförmigen Vergasungsprodukte (THOMÉ-KOZMIENSKY, 1998)	51
Tabelle 46: Zusammensetzung von Klärschlammaschen (DWA-M 386)	53
Tabelle 47 Verfahren der thermischen Klärschlammbehandlung (LEHRMANN, 2013 zit. bei PFEFFERKORN et al, 2015) (LECHNER & STUBENVOLL, 2004)	55
Tabelle 48: Verbrennungsrückstände (LECHNER & STUBENVOLL, 2004)	55
Tabelle 49: Typische Einsatzbereiche von Nassluftoxidationsbehandlung von Klärschlamm (LUDUVIC & FERNANDES, 2007).....	60
Tabelle 50: Zusammensetzung des Reststoffes (Beispielhaft) (DAUN, 1994)	61
Tabelle 51: Plasma-thermischer Vergasungseffekt bei Klärschlamm (Quelle: HORN et al, 2006) (KRAMPITZ et al, 2006)	65
Tabelle 52: Kompostierungssysteme (AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG, 2016b).....	66
Tabelle 53: Apparate der mechanischen Vorbereitung MBA (NEUBAUER & ÖHLINGER, 2006)	68
Tabelle 54: Apparate der biologischen Behandlung (NEUBAUER & ÖHLINGER, 2006)	68
Tabelle 55: Interpretation des SPI Index (NIEDERL et al, 1999).....	79

Tabelle 56: Übersicht Anlagenkonfigurationen	87
Tabelle 57: Bewertungskriterien, ihre Indikatoren und deren Einheit der einzelnen Bereiche ...	88
Tabelle 58: Datenerhebung und Parameterauswahl.....	90
Tabelle 59: Zusammensetzung des Ausgangsmaterials.....	91
Tabelle 60: Transferkoeffizienten Güterebene in Prozent.....	91
Tabelle 61: angenommene Transferkoeffizienten für Mitverbrennung und Monoverbrennung in Prozent (LÖSCHAU, 2006)	92
Tabelle 62: angenommene Transferkoeffizient für HTC und landwirtschaftliche Verwertung in Prozent.....	92
Tabelle 63: Transferkoeffizienten für Wirbelschichtaschedeponien nach 100 Jahren (BRUNNER et al, 2001)	92
Tabelle 64: Äquivalenzfaktoren nach GUINEÉ et al. (2002) für Wirkungszeitraum von 100 Jahren	93
Tabelle 65: Nutzenfunktion Heizwert	93
Tabelle 66: Nutzenfunktion Treibhauspotential.....	94
Tabelle 67: Nutzenfunktion östrogenes Potential.....	94
Tabelle 68: Nutzenfunktion Humantoxizitätspotential	95
Tabelle 69: Nutzenfunktion Aquatisches Ökotoxizitätspotential	95
Tabelle 70: Nutzenfunktion terrestrisches Ökotoxizitätspotential	95
Tabelle 71: Nutzenfunktion Entsorgungskosten.....	96
Tabelle 72: Nutzenfunktion Höhe der Investitionskosten	96
Tabelle 73: Nutzenfunktion Verkehrsaufkommen	97
Tabelle 74: Nutzenfunktion Einstellung gegenüber dem Entsorgungsweg (BÄTTIG et al, 2011)	97
Tabelle 75: ursprüngliche und adaptierte Gewichtungsfaktoren.....	97
Tabelle 76: Gewichtungsvarianten	98
Tabelle 77: Bewertungsergebnis der Multikriterienanalyse - gewichtet.....	99
Tabelle 78: Bewertungsergebnis der Multikriterienanalyse für Bereich Umwelt – gewichtet ...	100
Tabelle 79: Bewertungsergebnis der Multikriterienanalyse für Bereich Ökonomie - gewichtet	100
Tabelle 80: Bewertungsergebnis der Multikriterienanalyse für Bereich Gesellschaft – gewichtet	101
Tabelle 81: Übersicht der Kriterien, Indikatoren, Gewichtung, gewichtete Nutzwertpunkte, Nutzwertpunkte und Bewertung im Detail.....	102
Tabelle 82: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse.....	103
Tabelle 83: Vergleich der gewichteten Nutzwertpunkte der Sensitivitätsanalyse	104
Tabelle 84: Bewertungsergebnis der Multikriterienanalyse - gewichtet.....	114
Tabelle 85: Verfahren der Schlammstabilisierung (DWA-M 368)	125

12.3 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Schlammfall in Abhängigkeit von der Reinigungsstufe (WIECHMANN et al., 2013)	6
Abbildung 2: Energiebedarf und -Überschuss bei der Verbrennung von Klärschlamm (BEVER, 1994)	10
Abbildung 3: Reserven an Phosphatgesteinen (Datenquelle: U.S. Geological Survey, 2015)	11
Abbildung 4: Phosphorkreislauf natürlich (grün), historisch betrachtet (blau), aktuell (rot) (EGLE et al. 2014a)	12
Abbildung 5: P-Rückgewinnung in kommunalen Kläranlagen, modifiziert nach Montag (2008) (EGLE et al, 2014a)	14
Abbildung 6: Volumenverminderung durch Abtrennen von Schlammwasser (ATV-DVWK-M 366)	18
Abbildung 7: Trocknungsprinzip (ATV-DVWK-M 379)	20
Abbildung 8: Entwicklung des Klärschlammaufkommens von 1995 bis 2012 in Österreich (eigene Darstellung)	35
Abbildung 9: Kategorien der Klärschlamm Entsorgung und -Verwertung gemäß ÜBERREITER et al (2014)	36
Abbildung 10: Anteile der Entsorgungspfade von 1995 bis 2012 in Österreich	37
Abbildung 11: Regionale Aufteilung an Verwertungs- und Entsorgungspfaden	38
Abbildung 12: Im Jahr 2014 in Betrieb befindliche Verbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle (BMLFUW, 2015b)	39
Abbildung 13: Übersicht der Verwertungs- und Entsorgungsverfahren	44
Abbildung 14: Schematische Darstellung verschiedener Vergasungssysteme hinsichtlich des fluid-dynamischen Verhaltens des Feststoffes und Gases (HOFBAUER et al. 2009)	50
Abbildung 15: Möglichkeiten der Biogasnutzung (FISCHER, 2009)	51
Abbildung 16: Darstellung der Umwandlung von Biomasse mittels HTC (beispielhaft) (GLASNER et al, 2011)	57
Abbildung 17: Darstellung des Entwässerungsverhaltens der HTC-Kohle (RAMKE et al. 2010)	57
Abbildung 18: HTC-0 Versuchsanlage AVA_CO2 (Quelle: AVA_CO2)	58
Abbildung 19: Längs- und Querschnitt eines VerTech-Reaktors (Adaptiert von BEKKER und BERG, 1993) (KOLACZKOWSKI et al, 1998)	60
Abbildung 20: Plasmaerzeugung mittels nicht übertragenem Lichtbogen (links) und übertragenem Lichtbogen (rechts) (Quelle: BONIZZONI, VASALLO, 2002) (QUICKER, NOËL, 2014)	63
Abbildung 21: Schematische Darstellung eines experimentellen Reaktors für Plasmapyrolyse und Plasmavergasung (VAN OOST et al, 2009)	64
Abbildung 22: Verfahren der statischen Investitionsrechnungen	72
Abbildung 23: Verfahren der dynamischen Investitionsrechnungen	74
Abbildung 24: Phasen der Ökobilanz nach ISO 14040/44 (HELLWEG et al, 2015)	80
Abbildung 25: Bewertung von Technologien und Verfahren mittels einer Multikriterienanalyse (BÄTTIG et al, 2011)	81
Abbildung 26: Systemgrenze Mitverbrennung	86

Abbildung 27: Systemgrenze Monoverbrennung	86
Abbildung 28: Systemgrenze HTC	87
Abbildung 29: Systemgrenze landwirtschaftliche Verwertung	87
Abbildung 30: Ergebnisdiagramm der Multikriterienanalyse – gewichtet Anmerkung: Je höher die Nutzwerte desto besser die Beurteilung	99
Abbildung 31 Ergebnisdiagramm der Multikriterienanalyse für Bereich Umwelt – gewichtet Anmerkung: Je höher die Nutzwerte desto besser die Beurteilung.....	100
Abbildung 32: Ergebnisdiagramm der Multikriterienanalyse für Bereich Ökonomie – gewichtet Anmerkung: Je höher die Nutzwerte desto besser die Beurteilung.....	101
Abbildung 33: Ergebnisdiagramm der Multikriterienanalyse für Bereich Gesellschaft – gewichtet Anmerkung: Je höher die Nutzwerte desto besser die Beurteilung.....	101
Abbildung 34: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse.....	103
Abbildung 35: Spezifische Trocknungsleistung Solartrocknung (JACOBS, 2013).....	109
Abbildung 36: Aufbau eines regionalen Klärschlamm Entsorgungskonzeptes (MÜLLER et al, 2011) ① Kläranlage ② Anlage zur solaren Trocknung ③ Entsorgungs- bzw. Verwertungsanlage	109

13. Lebenslauf

Persönliche Daten

Name: Fabian Vanas
Geburtstag: 26.03.1986
Email: vanas.fabian@outlook.com

Ausbildung

03.2012 – 10.2016 Universität für Bodenkultur
Masterstudium Kulturtechnik und Wasserwirtschaft
09.2007 – 03.2012 Universität für Bodenkultur
Bachelorstudium Kulturtechnik und Wasserwirtschaft
09.2000 – 05.2005 HTL – Braunau
Ausbildungszweig Mediendesign und Kommunikationstechnik

Berufserfahrung

12.2014 – 01.2015 Studentischer Mitarbeiter (Teilzeit)
Institut für Siedlungswasserbau, Industrierwasserwirtschaft und
Gewässerschutz (SIG), Universität für Bodenkultur
03.2014 – 08.2014 Studentischer Mitarbeiter (Teilzeit)
Institut für Siedlungswasserbau, Industrierwasserwirtschaft und
Gewässerschutz (SIG), Universität für Bodenkultur
10.2013 – 01.2014 Tutor (Teilzeit)
Institut für Siedlungswasserbau, Industrierwasserwirtschaft und
Gewässerschutz (SIG), Universität für Bodenkultur
08.2013 Praktikum
Institut für Siedlungswasserbau, Industrierwasserwirtschaft und
Gewässerschutz (SIG), Universität für Bodenkultur
01.2011 – 11.2011 Tierhilfspfleger
Tiergarten Schönbrunn
10.2009 – 07.2011 Sachbearbeiter ÖH-Kulturreferat
ÖH-BOKU
07.2009 – 08.2009 Praktikum
ARGUS – die Radlobby
07.2008 – 08.2009 Praktikum
Energie AG
04.2008 – 06.2008 Volontär
Euro 2008 SA
09.2005 – 09.2006 Zivildienst
UKH Linz

14. Eidesstattliche Erklärung

Ich versichere, dass ich die Masterarbeit selbständig verfasst, andere als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel nicht benutzt und mich auch sonst keiner unerlaubten Hilfe bedient habe.

Weiters versichere ich, dass ich diese Masterarbeit weder im Inland noch im Ausland in irgendeiner Form als Prüfungsarbeit vorgelegt habe.

(Ort, Datum)

(Unterschrift)