

TEXTE

09/2021

Ermittlung von Kriterien für hochwertige anderweitige Verwertungsmöglichkeiten von Bioabfällen

Endbericht

TEXTE 09/2021

Ressortforschungsplan des Bundesministerium für
Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit

Forschungskennzahl 3717 34 341 0
FB000456

Ermittlung von Kriterien für hochwertige anderweitige Verwertungsmöglichkeiten von Bioabfällen

Endbericht

von

Dr. Winfried Bulach, Günter Dehoust, Alexandra Möck
Öko-Institut e. V., Darmstadt/Berlin

Rüdiger Oetjen-Dehne, Felix Kaiser, Janosch Radermacher
u.e.c. Berlin GmbH, Berlin

Martin Lichtl

.lichtl Ethics & Brands GmbH, Hofheim am Taunus
(Projektteil Barcamp)

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
info@umweltbundesamt.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

■/umweltbundesamt.de

■/umweltbundesamt

Durchführung der Studie:

Öko-Institut e.V.
Büro Berlin, Borkumstraße 2
13189 Berlin

Abschlussdatum:

Oktober 2020

Redaktion:

Fachgebiet III 2.4 Abfalltechnik, Abfalltechniktransfer
Tim Hermann

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, Januar 2021

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung

Die hochwertige Verwertung von getrennt erfassten Bioabfällen wird durch die Bioabfallverordnung (BioAbfV) geregelt und findet in Deutschland überwiegend in Kompostierungs-, Vergärungs- und kombinierten Anlagen statt.

Es existieren neben diesen „konventionellen“ Verfahren zur Behandlung von Bioabfällen jedoch auch zahlreiche andere Verfahren zur Behandlung von unterschiedlichen Biomasse-Substraten.

In der vorliegenden Studie wurden acht potenziell hochwertige Verwertungsverfahren für Bioabfälle identifiziert und in Verfahrenssteckbriefen beschrieben. Die Steckbriefe enthalten neben einer Verfahrensbeschreibung samt entsprechender Fließbilder auch Informationen zur Massenbilanz und zum derzeitigen Entwicklungsstand des Verfahrens.

Im Rahmen einer ökobilanziellen Betrachtung wurden die ausgewählten Verfahren, soweit möglich, vergleichend bewertet und den klassischen Behandlungsmethoden Kompostierung und Vergärung gegenübergestellt. Keines der untersuchten Verfahren weist im Vergleich zu den bisherigen Verwertungsverfahren relevante Verbesserungen über alle Wirkungskategorien auf, dennoch sollte eine neue Bioabfallverordnung die Entwicklung weiterer Verfahren ermöglichen.

Als weitere Methode zur Verwertung getrennt erfasster Bioabfälle wurden die Eigenkompostierung und -verwertung analysiert. Auf Basis von Literaturrecherchen und Berechnungen zur Nährstoffbilanz in privaten Gärten wurde aufgezeigt, dass aus einer unsachgemäß durchgeführten Eigenkompostierung und -verwertung negative Umweltauswirkungen resultieren. Basierend auf den vorliegenden Ergebnissen können diese u. a. dadurch vermieden bzw. gemindert werden, dass bundesweit eine vorzuhaltende Mindestgartenfläche von 70 m²/E definiert wird, die anschließend von den Behörden im Vollzug durchzusetzen ist.

Durch die Organisation einer Austauschplattform (Barcamp) konnte der wissenschaftliche Teil der vorliegenden Studie um einen wertvollen Praxisbezug ergänzt werden. In Fachgesprächen konnten sich die Abfallberaterinnen und Abfallberater über die Relevanz einer qualitativ hochwertigen getrennten Erfassung von Bioabfällen in Haushalten, Industrie sowie Gewerbe und ihre Erfahrungen für eine ansprechende Abfallberatung in der Praxis austauschen.

Abstract

In Germany high-quality recycling of separately collected organic waste is regulated by the German Biowaste Ordinance (BioAbfV) and takes place mainly in composting, fermentation and combined plants. However, in addition to these "conventional" processes for treating organic waste, there are also numerous alternative processes for treating different biomass substrates.

In the present study, eight potentially high-quality recycling processes for organic waste were identified and described in process profiles. In addition to a process description and corresponding flow charts, the profiles also contain information on the mass balance and the current development status of the process.

Within the framework of a life cycle assessment, the selected processes were evaluated comparatively as much as possible and compared with the classic treatment methods of composting and fermentation. None of the processes examined shows relevant improvements across all impact categories compared with the previous recycling processes, but a new biowaste ordinance should nevertheless enable the development of further processes.

In-house composting and recycling were analysed as another method for recycling separately collected organic waste. Based on literature research and calculations on the nutrient balance in private gardens, it was shown that negative environmental impacts result from improperly carried out self-composting and recycling. Based on the available results, these negative impacts can be avoided or reduced by defining a minimum garden area of 70 m² per inhabitant to be maintained nationwide, which is then to be enforced by the authorities.

By organising an exchange platform (Barcamp), the scientific part of the present study could be supplemented by a valuable practical reference. In expert discussions, the waste advisors were able to exchange views on the relevance of high-quality separate collection of organic waste in households, industry and commerce and share their practical experience in providing attractive waste advice.

Inhaltsverzeichnis

Kurzbeschreibung	5
Abstract	5
Inhaltsverzeichnis	7
Abbildungsverzeichnis	10
Tabellenverzeichnis	13
Abkürzungsverzeichnis.....	14
Zusammenfassung.....	15
Summary	26
1 Einleitung.....	36
2 Hintergrund	37
2.1 Novellierung der Bioabfallverordnung	37
2.2 Hochwertige Verwertung von Bioabfällen.....	37
2.3 Anderweitige hochwertige Verwertungsmöglichkeiten von Bioabfällen.....	40
2.3.1 Erzeugung von flüssigen oder gasförmigen Biokraftstoffen.....	42
2.3.2 Erzeugung von festen Biomassebrennstoffen.....	42
2.3.3 Erzeugung von Bodenverbesserungsmitteln: Schwarzerde / Terra Preta.....	43
3 Methodisches Vorgehen	44
3.1 Verfahrensauswahl.....	44
3.2 Erarbeitung der Verfahrenssteckbriefe	45
3.3 Ökobilanzielle Betrachtung.....	46
3.3.1 Wirkungskategorien und Indikatoren	46
3.3.2 Bewertung der Hochwertigkeit der Verwertungsverfahren	48
3.4 Entwicklung von Handlungsempfehlungen und Anforderungen an die Eigenverwertung und -kompostierung.....	49
4 Anderweitige hochwertige Verwertungsverfahren	50
4.1 Hydrothermale Carbonisierung (HTC)	50
4.2 Pyrolyse.....	56
4.3 Hydrothermale Verflüssigung (HTV).....	63
4.4 Umesterung	68
4.5 HEFA-Verfahren.....	73
4.6 Milchsäurefermentation.....	79
4.7 ABE-Fermentation	85
4.8 Soldatenfliege.....	91

5	Ergebnisse der Ökobilanzen ausgewählter Verfahren.....	97
5.1	Ergebnisse der ausgewählten Wirkungskategorien für die verschiedenen Verfahren	97
5.1.1	Hydrothermale Carbonisierung (HTC).....	97
5.1.2	Pyrolyse	100
5.1.3	Hydrothermale Verflüssigung (HTV)	102
5.1.4	Umesterung	104
5.1.5	HEFA-Verfahren	106
5.1.6	Milchsäurefermentation	108
5.1.7	ABE-Fermentation.....	110
5.1.8	Soldatenfliege	112
5.1.9	Kompostierung.....	114
5.1.10	Vergärung	116
5.2	Zusammenführung der Einzelergebnisse auf Basis der UBA-Methode.....	118
5.2.1	Berechnung des spezifischen Beitrags zu den Gesamtemissionen Deutschlands (Normierung).....	118
5.2.2	Ökologische Priorität.....	120
5.2.3	Ergebnisse für Altspeiseöle und holziges Grüngut.....	120
5.2.4	Ergebnisse für Bioabfall / bioabfallähnliche Biomasse	122
5.3	Zusammenfassende Bewertung.....	123
6	Eigenkompostierung/-verwertung.....	125
6.1	Rechtliche Rahmenbedingungen.....	125
6.1.1	Europäische Regelungen	126
6.1.2	Regelungen auf Bundesebene	126
6.1.2.1	KrWG	126
6.1.2.2	BioAbfV.....	127
6.1.2.3	Düngerecht	127
6.1.3	Kommunale Regelungen	127
6.2	Mengen.....	128
6.3	Umweltwirkungen durch Eigenkompostierung und -verwertung	131
6.4	Anforderungen an die Eigenkompostierung und -verwertung	135
6.4.1	Ist-Zustand.....	135
6.4.2	Vorzuhaltende Gartenfläche	137
6.4.3	Nährstoffeintrag der Eigenverwertung	140
6.4.4	Kompostervolumen.....	142

6.5	Handlungsempfehlungen.....	143
7	Projektteil "Barcamp".....	146
7.1	Hintergrund, Veranlassung und Ziele	146
7.1.1	Betrachtung der Inputströme: Hochwertige Verwertung erfordert eine hohe Sortenreinheit.....	146
7.1.2	Bedarf der Abfallberatung: Vernetzung	146
7.1.3	Das Biotonnen-Barcamp im Rahmen des Bad Hersfelder Biomasseforums 2019.....	146
7.1.4	Portrait der Aktion Biotonne Deutschland	147
7.2	Methodisches Vorgehen	148
7.2.1	Ein Barcamp.....	148
7.2.2	Ecotainment oder der sympathische Abfall	149
7.3	Durchführung des Barcamps und Ergebnisse	149
7.3.1	Ort und TeilnehmerInnen.....	149
7.4	Schlussfolgerungen und Empfehlungen	153
7.4.1	Fazit: Aufwertung der Abfallberatung und mehr Vernetzung notwendig	153
7.4.2	Handlungsempfehlungen	154
8	Quellenverzeichnis.....	156
A	Anhang	162
A.1	Daten für die Ökobilanzierung der Hydrothermalen Carbonisierung (HTC).....	162
A.2	Daten für die Ökobilanzierung des Pyrolyseverfahrens	162
A.3	Daten für die Ökobilanzierung des Hydrothermalen Verflüssigung (HTV)-Verfahrens.....	163
A.4	Daten für die Ökobilanzierung des Umesterungsverfahrens.....	163
A.5	Daten für die Ökobilanzierung des HEFA-Verfahrens.....	164
A.6	Daten für die Ökobilanzierung des Milchsäurefermentationsverfahrens	164
A.7	Daten für die Ökobilanzierung des ABE-Verfahrens.....	165
A.8	Daten für die Ökobilanzierung des Soldatenfliegenverfahrens	165
A.9	Daten für die Ökobilanzierung der Kompostierung	166
A.10	Daten für die Ökobilanzierung der Vergärung.....	166
A.11	Liste der teilnehmenden Institutionen am Barcamp.....	166

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Erfassungs- und Verwertungswege für Lebensmittel- und Gartenabfälle in Deutschland im Jahr 2015	39
Abbildung 2:	Bereitstellungsketten	40
Abbildung 3:	florafuel-Verfahren – Fotos von der Anlage in Putzbrunn und den Produkten Pellets und Briketts	43
Abbildung 4:	Grundfließbild der Hydrothermalen Carbonisierung	52
Abbildung 5:	Vereinfachtes Prozessschema des HTC-Verfahrens von AVA-CO2	53
Abbildung 6:	Vereinfachte Massenbilanz einer HTC-Anlage bei dem Einsatz von Biomasse (Wassergehalt der Biomasse 40 Ma.-%).....	54
Abbildung 7:	Grundfließbild des Pyrolyse-Verfahrens.....	57
Abbildung 8:	Vereinfachtes Prozessschema des Pyreg [®] -Verfahrens	59
Abbildung 9:	Vereinfachte Massenbilanz einer Pyrolyse-Anlage, WG des Inputmaterials < 50 %	59
Abbildung 10:	Grundfließbild der Hydrothermalen Verflüssigung (HTV)	64
Abbildung 11:	Vereinfachtes Prozessschema der kontinuierlichen HTV-Anlage von Licella	65
Abbildung 12:	Vereinfachte Massenbilanz einer HTV-Anlage.....	65
Abbildung 13:	Grundfließbild der Umesterungsanlage	69
Abbildung 14:	Vereinfachtes Prozessschema einer Umesterungsanlage nach dem Lurgi-Verfahren.....	70
Abbildung 15:	Vereinfachte Massenbilanz einer Umesterungsanlage.....	70
Abbildung 16:	Grundfließbild des HEFA-Verfahrens	74
Abbildung 17:	Vereinfachtes Prozessschema des HEFA-Verfahrens.....	76
Abbildung 18:	Vereinfachte Massenbilanz einer HEFA-Anlage.....	76
Abbildung 19:	Grundfließbild der Implementierung einer Milchsäurefermentation und PLA-Herstellung in eine Vergärungsanlage.....	80
Abbildung 20:	Vereinfachtes Blockschema der fermentativen Milchsäureherstellung	81
Abbildung 21:	Schematische Darstellung einer um eine Milchsäurefermentation erweiterte Vergärungsanlage.....	81
Abbildung 22:	Vereinfachte Massenbilanz einer um eine Milchsäurefermentation und PLA-Herstellung erweiterten Biogasanlage	82
Abbildung 23:	Grundfließbild der ABE-Fermentation.....	86
Abbildung 24:	Verfahrensfließbild.....	87
Abbildung 25:	Vereinfachte Massenbilanz der ABE-Fermentation	88
Abbildung 26:	Grundfließbild des Verfahrens zur Zucht der Soldatenfliegenlarve.....	92
Abbildung 27:	Lebenszyklus der Soldatenfliegenlarve	93
Abbildung 28:	Schematische Darstellung der Verwendung organischer Abfälle zur Herstellung von Futtermittel aus Soldatenfliegenlarven	94
Abbildung 29:	Vereinfachte Massenbilanz einer Anlage zur Zucht der Soldatenfliegenlarve	94
Abbildung 30:	Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Klimaänderung, Versauerung, Eutrophierung) für die hydrothermale Carbonisierung	98
Abbildung 31:	Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Photooxidantienbildung, terrestrische Ökotoxizität) für die hydrothermale Carbonisierung	99

Abbildung 32:	Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Schonung fossiler sowie elementarer Ressourcen und fossiler KEA) für die hydrothermale Carbonisierung	100
Abbildung 33:	Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Klimaänderung, Versauerung, Eutrophierung) für die Pyrolyse	100
Abbildung 34:	Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Photooxidantienbildung, terrestrische Ökotoxizität) für die Pyrolyse.....	101
Abbildung 35:	Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Schonung fossiler sowie elementarer Ressourcen und fossiler KEA) für die Pyrolyse.....	102
Abbildung 36:	Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Klimaänderung, Versauerung, Eutrophierung) für das HTV-Verfahren	103
Abbildung 37:	Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Photooxidantienbildung, terrestrische Ökotoxizität) für das HTV-Verfahren	103
Abbildung 38:	Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Schonung fossiler sowie elementarer Ressourcen und fossiler KEA) für das HTV-Verfahren	104
Abbildung 39:	Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Klimaänderung, Versauerung, Eutrophierung) für die Umesterung.....	105
Abbildung 40:	Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Photooxidantienbildung, terrestrische Ökotoxizität) für die Umesterung	105
Abbildung 41:	Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Schonung fossiler sowie elementarer Ressourcen und fossiler KEA) für die Umesterung.....	106
Abbildung 42:	Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Klimaänderung, Versauerung, Eutrophierung) für das HEFA-Verfahren	106
Abbildung 43:	Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Photooxidantienbildung, terrestrische Ökotoxizität) für das HEFA-Verfahren	107
Abbildung 44:	Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Schonung fossiler sowie elementarer Ressourcen und fossiler KEA) für das HEFA-Verfahren	108
Abbildung 45:	Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Klimaänderung, Versauerung, Eutrophierung) für die Milchsäurefermentation	108
Abbildung 46:	Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Photooxidantienbildung, terrestrische Ökotoxizität) für die Milchsäurefermentation.....	109
Abbildung 47:	Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Schonung fossiler sowie elementarer Ressourcen und fossiler KEA) für die Milchsäurefermentation	109
Abbildung 48:	Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Klimaänderung, Versauerung, Eutrophierung) für die ABE-Fermentation	110
Abbildung 49:	Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Photooxidantienbildung, terrestrische Ökotoxizität) für die ABE-Fermentation	111
Abbildung 50:	Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Schonung fossiler sowie elementarer Ressourcen und fossiler KEA) für die ABE-Fermentation	111
Abbildung 51:	Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Klimaänderung, Versauerung, Eutrophierung) für das Soldatenfliegenverfahren	112
Abbildung 52:	Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Photooxidantienbildung, terrestrische Ökotoxizität) für das Soldatenfliegenverfahren.....	113

Abbildung 53:	Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Schonung fossiler sowie elementarer Ressourcen und fossiler KEA) für das Soldatenfliegenverfahren.....	113
Abbildung 54:	Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Klimaänderung, Versauerung, Eutrophierung) für die Kompostierung	114
Abbildung 55:	Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Photooxidantienbildung, terrestrische Ökotoxizität) für die Kompostierung.....	115
Abbildung 56:	Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Schonung fossiler sowie elementarer Ressourcen und fossiler KEA) für die Kompostierung	115
Abbildung 57:	Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Klimaänderung, Versauerung, Eutrophierung) für die Vergärung.....	116
Abbildung 58:	Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Photooxidantienbildung, terrestrische Ökotoxizität) für die Vergärung	117
Abbildung 59:	Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Schonung fossiler sowie elementarer Ressourcen und fossiler KEA) für die Vergärung.....	117
Abbildung 60:	Ergebnisse der Anlagen die Altspeiseöle und holziges Grüngut verarbeiten	121
Abbildung 61:	Ergebnisse der Anlagen die Bioabfall/bioabfallähnliche Biomasse verarbeiten...	122
Abbildung 62:	Entsorgungswege für Küchen- und Gartenabfall im Jahr 2010 in Deutschland ...	131
Abbildung 63:	Hochrechnung der Emissionen aus der Eigenkompostierung in Deutschland in Mio. Mg CO ₂ -eq. pro Jahr	134

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Thermochemische anderweitige Verwertungsverfahren.....	41
Tabelle 2:	Vorauswahl und Verfahrensliste.....	45
Tabelle 3:	Normalisierungsfaktoren für Europa (ReCiPe 2014)	119
Tabelle 4:	Emissionen für Deutschland (berechnet auf Basis der pro-Kopf-Emissionen in Europa)	119
Tabelle 5:	Rangbildungen nach Schmitz et al. 1999 und daraus abgeleitete eigene ökologische Priorität	120
Tabelle 6:	Angaben ausgewählter Untersuchungen zum flächenspezifischen Anfall von Gartenabfällen und bestehendem Garten- und Küchenabfallpotenzial	130
Tabelle 7:	Übersicht von Vor- und Nachteilen der Eigenkompostierung und -verwertung insb. im Vergleich zu großtechnischen Verfahren (Kompostierung, Vergärung) [bifa 2015].....	132
Tabelle 8:	Beispielhafte Emissionen der Eigenkompostierung (Treibhauseffekt berechnet gemäß IPCC 2013 (CO ₂ -eq.: Methan = 34, Lachgas = 298) [Oetjen-Dehne et al. 2015].....	133
Tabelle 9:	Empfohlene Kompostaufbringungsmenge in Abhängigkeit der Art des Bewuchses [Krause et al. 2014; Menzel et al. 2015].....	137
Tabelle 10:	Mindestens vorzuhaltende Gartenfläche in Abhängigkeit der zulässigen Aufbringungsmenge	138
Tabelle 11:	Vereinfachte Darstellung der benötigten Aufbringungsfläche für eine fachgerechte Eigenkompostierung und -verwertung in Abhängigkeit der Personenanzahl im Haushalt sowie der Gartenfläche des Anschlusspflichtigen	140
Tabelle 12:	Aus der Eigenverwertung resultierende Nährstoffeinträge in Abhängigkeit der aufgebrauchten Kompostmenge	141
Tabelle 13:	Vereinfachte Darstellung der benötigten Kompostergröße für eine fachgerechte Eigenkompostierung und -verwertung in Abhängigkeit der Personenanzahl im Haushalt sowie der Gartenfläche des Anschlusspflichtigen	143
Tabelle 14:	Programm Biotonnen-Barcamp	149
Tabelle 15:	Daten für die Ökobilanzierung des HTC-Verfahrens	162
Tabelle 16:	Daten für die Ökobilanzierung des Pyrolyseverfahrens	162
Tabelle 17:	Daten für die Ökobilanzierung des HTV-Verfahrens	163
Tabelle 18:	Daten für die Ökobilanzierung des Umesterungsverfahrens	163
Tabelle 19:	Daten für die Ökobilanzierung des HEFA-Verfahrens	164
Tabelle 20:	Daten für die Ökobilanzierung des Milchsäurefermentationsverfahrens.....	164
Tabelle 21:	Daten für die Ökobilanzierung des ABE-Verfahrens	165
Tabelle 22:	Daten für die Ökobilanzierung des Soldatenfliegenverfahrens.....	165
Tabelle 23:	Daten für die Ökobilanzierung der Kompostierung	166
Tabelle 24:	Daten für die Ökobilanzierung der Vergärung.....	166

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Beschreibung
a	Jahr
ABE-Fermentation	Aceton-Butanol-Ethanol-Fermentation
AVV	Abfallverzeichnis-Verordnung
BGB	Bürgerliches Gesetzbuch
BHKW	Blockheizkraftwerk
BioAbfV	Bioabfallverordnung
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit
BMWi	Bundesministerium für Wirtschaft und Energie
BtL	Biomass to Liquid, deutsch: Biomasseverflüssigung
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
DME	Dimethylether
DüMV	Düngemittelverordnung
DüV	Düngeverordnung
E	Einwohner
EBC	Europäische Biokohle Zertifizierung (engl. European biochar certification)
EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetz
FAME	Fettsäuremethylester
FM	Feuchtmasse(-gehalt)
HEFA	hydrierte Ester und Fettsäuren (engl. Hydroprocessed Esters and Fatty Acids)
HTC	hydrothermale Carbonisierung
HTV	hydrothermale Verflüssigung
HVO	Hydriertes Pflanzenöl (engl. hydrotreated vegetable oil)
KrWG	Kreislaufwirtschaftsgesetz
MBA	Mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlage
MVA	Müllverbrennungsanlage
örE	Öffentlich-rechtlicher Entsorgungsträger
oTS	Organischer Trockensubstanz(-gehalt)
PFAD	Palmölfettdestillate (engl. Palm Fatty Acid Destillates)
PLA	Polylactide, Polymilchsäure (engl. Poly Lactic Acid)
SFL	Soldatenfliegenlarve
TM	Trockenmasse(-gehalt), gleichbedeutend mit TS
TRL	technologischer Reifegrad (engl. Technical Readiness Level)
TS	Trockensubstanz(-gehalt)
UCO	Altspiseöle (engl. Used Cooking Oil)

Zusammenfassung

Die Bioabfallverordnung in ihrer derzeit gültigen Fassung bezieht sich auf eine Vielzahl organischer Abfälle und regelt für diese die Verwertung auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden, die Behandlung mit dem Fokus auf hygienisierende und stabilisierende biologische Verfahren sowie die Untersuchung von Prozessen und Produkten.

Da neben der Kompostierung und Vergärung auch andere Verfahren zur Verwertung von Biomasse eingesetzt werden können, stellt sich die Frage, ob diese hochwertig sind und die Bioabfallverordnung deshalb zukünftig auch solche anderweitigen Verfahren in den Blick nehmen muss.

Zur Klärung dieser Frage wurden in der vorliegenden Studie zunächst für anderweitige Verwertungsmöglichkeiten der Entwicklungsstand sowie die technischen Konzepte dieser Verfahren recherchiert. Anschließend wurden acht dieser Verfahren ausgewählt, eingehend recherchiert und in Verfahrenssteckbriefen beschrieben. Die hierbei ermittelten Grundlagendaten zu Energie- und Massenbilanzen wurden im Anschluss für die ökobilanzielle Untersuchung der Verfahren genutzt. Die Ergebnisse der ökobilanziellen Betrachtungen wurden anschließend mit denen der Kompostierung und der Vergärung verglichen, um zu einer Einschätzung über die Hochwertigkeit der anderweitigen Verfahren zu gelangen.

Ergänzend wurde untersucht, inwieweit die Eigenkompostierung und -verwertung der in privaten Haushalten anfallenden Bioabfälle eine hochwertige Verwertung darstellen. Hierfür wurden zum einen die jährlich der Eigenkompostierung zugeführten Mengen abgeschätzt und die Anforderungen an eine fachgerechte Eigenkompostierung und -verwertung dargestellt. Zum anderen wurden die Umweltauswirkungen, die potenziell aus einer nicht fachgerecht erfolgten Kompostbewirtschaftung und anschließenden Aufbringung des Komposts resultieren können, ermittelt.

Durch die Organisation einer Austauschplattform (Barcamp) konnte der wissenschaftliche Teil der vorliegenden Studie um einen wertvollen Praxisbezug ergänzt werden. In Fachgesprächen konnten sich die Abfallberaterinnen und Abfallberater über die Relevanz einer qualitativ hochwertigen getrennten Erfassung von Bioabfällen in Haushalten, Industrie sowie Gewerbe und ihre Erfahrungen für eine ansprechende Abfallberatung in der Praxis austauschen.

Hintergrund

Das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) plant eine umfassende Novellierung der BioAbfV. Hintergrund der geplanten Novellierung ist, die bereits im KrWG enthaltenen allgemeinen Anforderungen an die hochwertige Verwertung von Bioabfällen aufzugreifen und zu konkretisieren. Dabei soll die BioAbfV in Frage kommende Verwertungsverfahren einbeziehen sowie die für die Verfahrensbewertung notwendigen, belegbaren Kriterien definieren.

Hierbei soll auch die Eigenkompostierung und die hier erzeugten Komposte sowie deren Einsatz eingebracht werden, um erforderliche Anforderungen für eine fachgerechte Eigenverwertung vorzugeben.

Die Ergebnisse dieses Vorhabens sowie des Vorgängervorhabens (FKZ 3715 34 3140) sollen dabei die notwendige wissenschaftliche Grundlage zu einer umfassenden Novellierung der Verordnung liefern.

Verfahrensauswahl und -steckbriefe

Zur Identifizierung von hochwertigen anderweitigen Verfahren zur Verwertung von Bioabfällen wurden im Rahmen dieses Projektes verschiedene Verfahren recherchiert. Das Ergebnis dieser Recherche waren die folgenden vorausgewählten Technologien, geclustert nach der Art der Biomasseumwandlung:

► Cluster thermo-chemische Konversion

Carbonisierung

Flash-Pyrolyse

Flüssigphasen-Pyrolyse

Torrefizierung

Hydrothermale Carbonisierung

Hydrothermale Verflüssigung

Hydrothermale Vergasung

Vapothermale Carbonisierung

Vergasung

► Cluster physikalisch-chemische Konversion

Umesterung

Hydrierung

► Cluster biochemische Konversion

Milchsäurefermentation

Soldatenfliegenlarve

ABE-Fermentation

Heterotrophe Algenproduktion

Fermentation von Synthesegas

Diese umfangreiche Vorauswahl an Verfahren wurde in einem zweiten Schritt in Abstimmung mit dem Umweltbundesamt und unter Berücksichtigung des Entwicklungsstandes der Verfahren eingegrenzt. Die ausgewählten acht Verfahren sind:

1. Hydrothermale Carbonisierung (HTC): Aufheizung und pyrolytische Zersetzung von Biomasse unter Anwesenheit von flüssigem Wasser bei Reaktionstemperaturen von 180 bis 230°C und Drücken von bis zu 60 bar zur Erzeugung eines braunkohleähnlichen Festbrennstoffes (HTC-Kohle).

2. Pyrolyse (Carbonisierung): Thermochemischer Umwandlungsprozess (trocken) von Biomasse unter Sauerstoffausschluss zur Erzeugung kohleartiger Stoffe (Biokohle), die stofflich und energetisch genutzt werden können.
3. Hydrothermale Verflüssigung (HTV): Aufheizung und teilweise pyrolytische Zersetzung von Biomasse unter Anwesenheit von flüssigem Wasser im unterkritischen Zustand bei Drücken von bis zu 240 bar und Reaktionstemperaturen zwischen 250 – 350°C zur Erzeugung eines flüssigen, ölähnlichen Energieträgers (HTV-Öl).
4. Umesterung: Umwandlung mehrwertiger Ester (z. B. Pflanzenöle bzw. Triglyceride) in einfache Ester (z. B. Methylester) und Glycerin. Aufbereitung der erzeugten Ester zur Herstellung von Biodiesel und Glycerin.
5. HEFA-Verfahren (Hydrierung): Umwandlung von Pflanzenölen (Triglyceriden) über eine Hydrierung mit anschließendem Aufbrechen und Isomerisieren zur Erzeugung eines Kraftstoffgemisches. Aufbereitung des Gemisches zur Gewinnung von Kraftstofffraktionen (u. a. Diesel, Kerosin, Benzin).
6. Milchsäurefermentation: Nutzung mikrobiologischer anaerober Abbauprozesse zur biochemischen Spaltung von in Biomasse enthaltenen Kohlenhydraten (z. B. Glucose, Fructose, Polysaccharide) in Milchsäure.
7. ABE-Fermentation: Nutzung mikrobiologischer anaerober Abbauprozesse (alkoholische Fermentation, gezielter Einsatz spezieller Bakterien) zur biochemischen Umwandlung von in Biomasse enthaltenen Kohlenhydraten in Aceton, Butanol und Ethanol.
8. Soldatenfliege: Verwendung von biomassehaltigen Abfällen zur Zucht von Soldatenfliegenlarven. Aufbereitung der Larvenbiomasse zu einem proteinhaltigen Larvenmehl. Einsatz des kompostierten Restsubstrats als Kompost.

Diese Verfahren wurden anschließend detaillierter untersucht und in Verfahrenssteckbriefen dargestellt. Teil der Untersuchung waren, neben einer intensiven Literaturrecherche, auch Besuche von Anlagen sowie Interviews mit Anlagenbetreibern. Die Verfahrenssteckbriefe enthalten folgende Informationen:

- ▶ Approximative Massenbilanz der jeweiligen Verfahren bei Einsatz von Bioabfällen,
- ▶ Charakteristische Kennwerte der jeweiligen Produktströme, z. B. Biokohle, Gasphase und Flüssigphase,
- ▶ Kennwerte für die Verfahren zur ökobilanziellen Betrachtung (Emissionen, Energiebilanz, Betriebsmittel, ggf. Flächenbedarf),
- ▶ Angaben zur Art, Beschaffenheit und Nutzungsmöglichkeiten der Produkte,
- ▶ Informationen zum Anlagenbestand,
- ▶ Plausibilisierung der Daten und Informationen.

Vor allem die Daten aus den Massen- und Energiebilanzen waren anschließend Basis für die ökobilanziellen Betrachtungen der acht Verfahren.

Methodik der ökobilanziellen Betrachtung

Aufbauend auf den Ergebnissen der Vorgängerstudie, welche für die Bewertung der Hochwertigkeit Vorschläge für relevante Kriterien entwickelt hat, wurde eine ökobilanzielle Bewertung der Verwertungsverfahren vorgenommen. Wie in der Vorgängerstudie wurden dabei folgende Punkte betrachtet:

1. die zu erwartenden Emissionen,
2. das Maß der Schonung der natürlichen Ressourcen,
3. die einzusetzende und zu gewinnende Energie sowie
4. die Anreicherung von Schadstoffen in Erzeugnissen, in Abfällen zur Verwertung oder in daraus gewonnenen Erzeugnissen.

Aus diesen Punkten wurden die entsprechenden quantifizierbaren Kriterien bzw. Wirkungskategorien abgeleitet:

- ▶ Klimaänderung
- ▶ Versauerung
- ▶ Eutrophierung
- ▶ Photooxidantienbildung
- ▶ Schonung Ressourcen fossil
- ▶ Schonung Ressourcen elementar
- ▶ Kumulierter fossiler Energieaufwand (KEA fossil)
- ▶ Terrestrische Ökotoxizität.

Zusätzlich wurden in einzelnen Verfahren relevante Einzelemissionen betrachtet, um die Anreicherung von Schadstoffen zu untersuchen.

Die gesammelten Daten wurden in der Ökobilanzsoftware „openLCA“ unter Nutzung der Ökobilanzdatenbank „ecoinvent 3.4“ zu Stoffstrommodellen zusammengefügt und über die Wirkungsabschätzungsmethode [ReCiPe 2016] in den dargestellten Wirkungskategorien ausgewertet. Zusätzlich zu den acht untersuchten Verfahren wurden als Referenz die konventionellen Verwertungsverfahren Vergärung und Kompostierung modelliert.

Für die Produkte aus den ausgewählten Verwertungsverfahren wurden verschiedene Nutzungspfade identifiziert. Die Substitution, die hieraus entsteht, wurde mittels Gutschrift in der Ökobilanz berücksichtigt. Die Technologien, deren Produkte und das jeweilige Substitut werden im Folgenden aufgelistet (Technologie; Produkt/e; Substitut/e):

1. HTC; HTC-Kohle; Holzhackschnitzel
2. Pyrolyse; Biokohle; Torf/Aktivkohle/Stalleinstreu
3. HTV; HTV-Öl; Schweröl
4. Umesterung; Biodiesel/Glycerin/Kaliumsulfat; Diesel/Glycerin/Kaliumsulfat
5. HEFA-Verfahren; Naphta/Kerosin/Diesel/Brennergas/Sauerstoff; Naphta/Kerosin/Diesel/Propan/Sauerstoff
6. Milchsäurefermentation; Polymilchsäure; Polymilchsäure
7. Soldatenfliege; Larvenmehl/Kompost; Proteinfuttermittel/Düngemittel und Kohlenstoff für den Kompost
8. ABE-Fermentation; Butanol/Aceton/Ethanol; Butanol/Aceton/Ethanol
9. Kompostierung; Kompost; Düngemittel und Kohlenstoff für den Kompost
10. Vergärung; fester/flüssiger Gärrest/Biogas; Düngemittel und Kohlenstoff für die Gärreste/Strom und Wärme für die Nutzung des Biogases in einem BHKW.

Die Ergebnisse der Verfahren wurden einzeln ausgewertet, analysiert und anschließend einander vergleichend gegenübergestellt. Hierbei wurden für alle betrachteten Wirkungskategorien die Lasten der Verfahren und die Gutschriften für die jeweiligen Produkte bilanziert und daraus eine Nettowirkung berechnet. Es wurde keine Gewichtung der Wirkungskategorien vorgenommen.

Ergebnisse der ökobilanziellen Betrachtung

Im Folgenden wird für alle betrachteten Verfahren qualitativ dargestellt, in welchen Wirkungskategorien diese für eine Be- bzw. Entlastung der Umwelt sorgen:

▶ HTC

Entlastung in keiner Kategorie

Belastung in den Kategorien: Klimaänderung, Versauerung, Eutrophierung, Photooxidantienbildung, terrestrische Ökotoxizität, Schonung Ressourcen fossil, Schonung Ressourcen elementar, kumulierter fossiler Energieaufwand

▶ Pyrolyse

Entlastung in den Kategorien: Klimaänderung, Versauerung, Photooxidantienbildung, terrestrische Ökotoxizität, Schonung Ressourcen fossil, Schonung Ressourcen elementar, kumulierter fossiler Energieaufwand

Belastung in der Kategorie: Eutrophierung

▶ HTV

Entlastung in den Kategorien: Schonung Ressourcen fossil, kumulierter fossiler Energieaufwand

Belastung in den Kategorien: Klimaänderung, Versauerung, Eutrophierung, Photooxidantienbildung, terrestrische Ökotoxizität, Schonung Ressourcen elementar

▶ Umesterung

Entlastung in den Kategorien: Klimaänderung, Versauerung, Eutrophierung, Photooxidantienbildung, terrestrische Ökotoxizität, Schonung Ressourcen fossil, Schonung Ressourcen elementar, kumulierter fossiler Energieaufwand

Belastung in keiner Kategorie

▶ HEFA-Verfahren

Entlastung in den Kategorien: Versauerung, Photooxidantienbildung, Schonung Ressourcen fossil, kumulierter fossiler Energieaufwand

Belastung in den Kategorien: Klimaänderung, Eutrophierung, terrestrische Ökotoxizität, Schonung Ressourcen elementar

▶ Milchsäurefermentation

Entlastung in keiner Kategorie

Belastung in den Kategorien: Klimaänderung, Versauerung, Eutrophierung, Photooxidantienbildung, terrestrische Ökotoxizität, Schonung Ressourcen fossil, Schonung Ressourcen elementar, kumulierter fossiler Energieaufwand

► ABE-Fermentation

Entlastung in keiner Kategorie

Belastung in den Kategorien: Klimaänderung, Versauerung, Eutrophierung, Photooxidantienbildung, terrestrische Ökotoxizität, Schonung Ressourcen fossil, Schonung Ressourcen elementar, kumulierter fossiler Energieaufwand

► Soldatenfliege

Entlastung in keiner Kategorie

Belastung in den Kategorien: Klimaänderung, Versauerung, Eutrophierung, Photooxidantienbildung, terrestrische Ökotoxizität, Schonung Ressourcen fossil, Schonung Ressourcen elementar, kumulierter fossiler Energieaufwand

► Kompostierung

Entlastung in den Kategorien: Eutrophierung, terrestrische Ökotoxizität, Schonung Ressourcen fossil, Schonung Ressourcen elementar, kumulierter fossiler Energieaufwand

Belastung in den Kategorien: Klimaänderung, Versauerung, Photooxidantienbildung

► Vergärung

Entlastung in den Kategorien: Klimaänderung, Eutrophierung, terrestrische Ökotoxizität, Schonung Ressourcen fossil, Schonung Ressourcen elementar

Belastung in den Kategorien: Versauerung, Photooxidantienbildung

Vergleichende Betrachtung der Ergebnisse der ökobilanziellen Bewertung

Die verschiedenen Verwertungsmöglichkeiten für unterschiedliche Bioabfälle sind nur bedingt vergleichbar. Insbesondere sind die zahlreichen unterschiedlichen Biomassesubstrate, die als Eingangsmaterialien genutzt werden (können), nicht in einer einheitlichen Ökobilanz bewertbar. Das gleiche gilt für die z. T. sehr unterschiedlichen Entwicklungsstände der Verfahren.

In dieser Studie wurden drei unterschiedliche Substrate als Eingangsmaterial identifiziert, die mit Hilfe der ausgewählten Verfahren potenziell hochwertig verwertet werden können.

► Holzige Biomasse

- Pyrolyse

► Altspeiseöl

- Umesterung
- HEFA-Verfahren

► Bioabfallähnliche Biomasse¹

- HTC
- HTV

¹ „Bioabfallähnliche Biomasse“ bezeichnet Substrate, deren Zusammensetzung und Beschaffenheit der von getrennt erfassten haushaltsnahen Bioabfällen ähnelt und wird nachfolgend auch abgekürzt als „Biomasse“ bezeichnet.

- Milchsäurefermentation
- ABE-Fermentation
- Soldatenfliege.

Die fünf zuletzt aufgeführten Verfahren, die bereits zur Behandlung unterschiedlicher bioabfallähnlicher Biomasse angewendet wurden und somit auch für Bioabfälle aus der getrennten haushaltsnahen Erfassung in Frage kommen, wurden den „klassischen“ Verfahren Kompostierung und Vergärung gegenübergestellt. Informationen zu den bisher als Input für die einzelnen Verfahren verwendeten Biomassen können den jeweiligen Steckbriefen entnommen werden.

Die Ergebnisse der jeweiligen Ökobilanz werden angelehnt an die UBA-Methode [Schmitz et al. 1999] nach ihrem spezifischen Beitrag zu den deutschen Emissionen dargestellt. Hier wird das jeweilige Ergebnis der Ökobilanz, welches auf eine Tonne Input bezogen ist, auf die Gesamtabfallmenge Deutschlands hochgerechnet, in der Annahme, alle in Frage kommenden Abfälle würden mit der jeweiligen Technologie verwertet. Die daraus resultierenden Umweltwirkungen werden mit den deutschen Gesamtemissionen der jeweiligen Wirkungskategorie (z. B. CO₂-Äquivalente) normiert, um einen prozentualen Anteil zu ermitteln. Diese prozentualen Anteile werden, wie oben dargestellt, separiert nach ihrem Input gegenübergestellt und verglichen.

Für holzige Biomasse steht mit der Pyrolyse ein seit Langem erprobtes Verfahren zur Verfügung, bei dem aber bis heute insbesondere die Verfügbarkeit und die Entsorgung der Kondensate eine Herausforderung darstellen. Ist eine hochwertige Nutzung der Pyrolyseprodukte möglich, führt die Pyrolyse von holzigen Biomassen aber bezüglich der meisten Umweltkategorien zu Entlastungen (vgl. Abbildung 60). Bei rein energetischer Nutzung der Produkte ist die Pyrolyse gegenüber der direkten Verbrennung in Biomassekraftwerken mit insgesamt geringeren Wirkungsgraden verbunden (Quicker et al. 2017).

Von den betrachteten Verfahren ist insbesondere die Umesterung für Altspeiseöl als hochwertiges Verfahren einzustufen. Der geringe Energiebedarf in Verbindung mit dem „hochwertigen“ Produkt Biodiesel führt zu guten Ergebnissen in der Ökobilanz. Das HEFA-Verfahren ist bezüglich der Inputsubstrate flexibler als die Umesterung. Aufgrund des hohen Energiebedarfs für die Hydrierung im HEFA-Verfahren ist diese aber ökobilanziell nicht auf dem Niveau der Umesterung (vgl. Abbildung 60).

Von den Verfahren, die für bioabfallähnliche Biomasse und somit voraussichtlich auch für getrennt erfasste Bioabfälle geeignet sind, kommt am ehesten die Hydrothermale Carbonisierung (HTC) ökobilanziell in den Bereich der „klassischen“ Verfahren Kompostierung und Vergärung. Noch besser als in der hier bilanzierten Variante könnte die HTC abschneiden, wenn es gelingt, die HTC-Kohlen hochwertig stofflich zu nutzen. Bei der Hydrothermalen Verflüssigung führt der hohe Energiebedarf zu einer ökobilanziell schlechteren Bewertung.

Die Produkte der beiden Fermentationsverfahren (Milchsäure- und ABE-Fermentation aus Bioabfall) sind interessante Alternativen, sowohl zu fossilen Kunststoffen und Rohstoffen, als auch zu solchen aus Anbaubiomasse. Allerdings führt der hohe Energiebedarf dieser Verfahren ökobilanziell zu Belastungen in allen Wirkungskategorien (vgl. Abbildung 61).

Die Soldatenfliege zur Produktion von Eiweißfutter weist einen hohen Wärmebedarf auf, der zu hohen Belastungen führt, wenn die Wärme mit fossilen Energieträgern gewonnen wird. Da die Wärme aber bei einer geringen Temperatur um 30°C benötigt wird, ist die Chance gegeben, dafür Abwärme einsetzen zu können. Diese ist aus ökologischer Sicht unbelastet, soweit sie nicht anderweitig nutzbar ist. Die Zucht der Soldatenfliegenlarve stellt eine interessante Alternative

zur Herstellung von Komposten dar, die bei der Nutzung von Abwärme ökobilanziell ausgeglichen abschneidet und damit als hochwertig einzustufen ist.

Technische Machbarkeit und Wirtschaftlichkeit

Von den untersuchten anderweitigen Verfahren werden die Umesterung (vgl. Kapitel 4.4) und das HEFA-Verfahren (vgl. Kapitel 4.5) weltweit großtechnisch eingesetzt. Entscheidend für die Wirtschaftlichkeit ist bei beiden Verfahren der Preis der Rohstoffe. Die Umesterung weist gegenüber dem HEFA-Verfahren einen deutlich geringeren Energiebedarf auf, was sich sowohl bezüglich der ökologischen Bewertung (vgl. Kapitel 5.3) als auch der Wirtschaftlichkeit positiv auswirkt.

Mit dem Pyrolyseverfahren und seinen Verfahrensvarianten können verschiedene Inputmaterialien verwertet werden. Einige Verfahrenstypen, insbesondere die langsam laufenden Verfahren zur Herstellung von Bio- bzw. Holzkohle aus holziger bzw. Lignin-haltiger Biomasse weisen sehr lange Erfahrungszeiten auf. Andererseits gibt es auch zahlreiche Pyrolysevarianten, bei denen noch keine zufriedenstellenden Standzeiten erreicht werden. Systembedingt fallen bei der Pyrolyse öl- und teerhaltige Kondensate an, die z. T. schwierig zu entsorgen sind. Die Wirtschaftlichkeit der Pyrolyse hängt von den Bedingungen im Einzelfall ab. Insbesondere wirkt sich eine hohe Feuchtigkeit der Inputmaterialien und der infolge dessen ansteigende Energiebedarf bei geringerer Produktausbeute negativ aus. Deshalb „lohnen“ sich Pyrolyseverfahren insbesondere bei holzigem Input, wenn es gelingt, eine stofflich hochwertig nutzbare, z. B. EBC zertifizierte Kohle herzustellen (vgl. Kapitel 4.2).

Für die HTC liegen erste Erfahrungen aus einer großtechnischen Demonstrationsanlage vor. Veröffentlichungen über den erfolgreichen Dauerbetrieb größerer Anlagen konnten nicht recherchiert werden. Insbesondere fehlen Praxiserfahrungen und Daten zur Reinigung und Entsorgung von Abluft und Abwasser (vgl. Kapitel 4.1). Auch für die HTV liegen bis jetzt erst Erfahrungen aus einer Demonstrationsanlage vor (vgl. Kapitel 4.3). Die HTC ist umso wirtschaftlicher je geringer die Aufbereitungskosten und je höher die Produktausbeuten sind. Am besten eignen sich dafür flüssige Biomassen mit hohem oTS-Gehalt.

Insgesamt wird etwa eine Verdopplung der weltweiten Produktionsmengen von Polymilchsäure (PLA) von ungefähr 450.000 Mg/a auf 820.000 Mg/a prognostiziert. Die aus biogenen Reststoffen und Abfällen erzeugte Milchsäure kann zwar für die PLA-Produktion genutzt werden und entsprechend zur Steigerung der Produktionsmengen beitragen; im industriellen Maßstab wird dies bislang aber nicht praktiziert (vgl. Kapitel 4.6).

Die biologische Produktion von Aceton, Butanol und Ethanol aus Kohlenhydraten mittels der ABE-Fermentation war bis in die 1960er Jahre industriell etabliert. Danach wurde sie von den kostengünstigeren petrochemischen Verfahren abgelöst. Als mögliche Inputmaterialien für die ABE-Fermentation werden neben Stroh, Miscanthus und anderen Anbaupflanzen auch organische Abfälle diskutiert und betrachtet. Technische Erfahrungen aus der Behandlung von getrennt erfassten Bioabfällen liegen derzeit nicht vor (vgl. Kapitel 4.7).

Erfahrungen zur Herstellung von Eiweißfutter aus Abfällen mittels der Soldatenfliege liegen in „großtechnischem“ Maßstab aus Südafrika (Hausmüll) und Kanada (Bioabfall) vor. In Europa verhindert u. a. das durch den BSE-Skandal 2001 geprägte Futtermittelgesetz gegenwärtig noch eine wirtschaftliche Zucht und Vermarktung der Soldatenfliegenlarve bzw. der aus ihr herstellbaren Produkte. Sollten die Produkte des Verfahrens auch bei Einsatz von Abfällen als Substrat für Futtermittel zugelassen werden, könnte das Verfahren wirtschaftlich attraktiver werden.

Eigenkompostierung und -verwertung

Auf Basis von § 17 Abs. 1 KrWG können Bioabfälle aus privaten Haushalten von der Überlassungspflicht an den öRE ausgenommen werden, sofern Abfallerzeuger eine Verwertung dieser Abfälle auf den von ihnen „im Rahmen ihrer privaten Lebensführung genutzten Grundstücke“ gewährleisten können (Eigenverwertung). Von dieser Möglichkeit wird in Deutschland flächendeckend Gebrauch gemacht, sodass nennenswerte Bio- und Grüngutmengen mittels Eigenkompostierung und -verwertung in den privaten Gärten der Überlassungspflichtigen behandelt werden.

Die Begriffe Eigenkompostierung und Eigenverwertung sind im Kontext der Behandlung des in privaten Haushalten anfallenden Bio- und Grünguts auf dem selbst genutzten Grundstück des Abfallerzeugers gesetzlich nicht eindeutig definiert. Sie finden lediglich Anwendung bei der Ausgestaltung kommunaler Abfallwirtschaftssatzungen. Es existieren somit keine einheitlichen bundesweiten Anforderungen, die herangezogen werden, um eine fachgerechte Eigenkompostierung und -verwertung sicherzustellen.

Mittels Eigenkompostierung und -verwertung behandelte Abfallmengen

In Deutschland wurden im Jahr 2017 ca. 4,90 Mio. Mg Biogut und ca. 5,41 Mio. Mg Grüngut getrennt erfasst [Destatis 2019a]. Für das Jahr 2017 ergibt sich daraus eine spezifische, getrennt erfasste Abfallmenge von durchschnittlich rund 59,2 kg Biogut/(E · a) und 65,4 kg Grüngut/(E · a).

Es ist davon auszugehen, dass neben den über die Getrennterfassung gesammelten Abfälle jährlich rund 7,8 Mio. Mg Garten- und Küchenabfälle über eine Eigenkompostierung bzw. -verwertung in privaten Haushalten entsorgt wurden [Krause et al. 2014].

Anforderungen an die Eigenverwertung

Die Eigenverwertung von Bioabfällen kann nur dann als hochwertig i. d. S. KrWG eingestuft werden, wenn eine fachgerechte Kompostbewirtschaftung und ein anschließender sachgemäßer Komposteinsatz sichergestellt werden können. Dieser positive Umweltnutzen reduziert sich, sobald die Kompostbewirtschaftung und die anschließende Aufbringung des Komposts nicht mehr fachgerecht durchgeführt werden. Tatsächlich ist in diesem Fall zu befürchten, dass durch die Eigenkompostierung und -verwertung sogar negative Umweltauswirkungen, wie Überdüngung der Böden und vermehrte Emissionen klimaschädlicher Treibhausgase auftreten. Angesichts der beträchtlichen Mengen, die der Eigenkompostierung zugeführt werden (7,8 Mio. Mg pro Jahr), können durch die Sicherstellung einer fachgerechten bzw. sachgemäßen Eigenkompostierung und -verwertung somit nennenswerte Umweltentlastungspotenziale erschlossen werden.

Auf Grundlage der Ergebnisse der vorliegenden Studie wird die Einführung der folgenden Anforderungen an die durch Eigenkompostierung und -verwertung begründete Befreiung von der Anschluss- und Benutzungspflicht der Biotonne und rechtliche Umsetzung z. B. in der geplanten umfassenden Novellierung der BioAbfV empfohlen:

- **Vorzuhaltende Gartenfläche:** In der vorliegenden Studie wird hergeleitet, dass der Zusammenhang zwischen der Menge zur Eigenkompostierung und der vorzuhaltenden Gartenfläche quantitativ mit $0,37 \text{ m}^2/\text{kg}_{\text{Input EK}}$ ausgedrückt werden kann (vgl. Kap. 6.4.2). Um mit dieser spezifischen Kennzahl eine überprüfbare absolute Gartenfläche zu bestimmen, die entsprechend als Anforderung an den antragstellenden Haushalt für die Befreiung von der Nutzungspflicht der Biotonne genutzt werden kann, muss die der Eigenkompostierung zugeführte Menge bestimmt werden. Für eine haushaltsspezifische Bestimmung sind u. a.

Informationen zur Personenzahl im Haushalt, Gartengröße und -nutzung des Anschlusspflichtigen sowie zu Zugangsmöglichkeiten zu alternativen Entsorgungswegen notwendig.

Da zu befürchten ist, dass eine derart aufwendige Bestimmung für viele öRE aus technischen und wirtschaftlichen Gründen nicht leistbar ist, wird in der Studie als alternativer Ansatz ein bundesweit einheitlicher Mittelwert für die vorzuhaltende Gartenfläche hergeleitet. Dieser liegt bei mindestens 70 m²/E.

- ▶ **Kompostervolumen:** Die benötigte Kompostergröße stellt ebenfalls einen sinnvollen Prüfwert für den öRE dar, um eine fachgerechte Eigenkompostierung sicherzustellen. Analog zu der vorzuhaltenden Gartenfläche leitet die Studie einen bundesweit einheitlichen Mindestwert her, um den Prüfaufwand für den öRE möglichst gering zu halten. Die Kompostergröße ist mit mindestens 230 l/E anzusetzen (vgl. Kap. 6.4.4).
- ▶ **Reduktion des Biotonnenvolumens:** Im Restabfall der von der Anschlusspflicht befreiten Haushalte sind in der Praxis immer noch nennenswerte Organik-Anteile zu finden, sodass eine Befreiung vom Anschluss- und Benutzungszwang der Biotonne im Konflikt mit der nach § 11 Abs. 1 KrWG geltenden Pflicht zur Getrennthaltung steht. Die Studie empfiehlt daher, dass vom Anschlusspflichtigen im Falle der Eigenkompostierung und -verwertung nur eine Reduktion des bereitgestellten Biotonnenvolumens in Verbindung mit einer Gebührenminderung beantragt werden kann.
- ▶ **Vollzug:** Den bisher - wenn auch nur vereinzelt - auf kommunaler Ebene bereits für die Befreiung von der Anschlusspflicht an die Biotonne geltenden Anforderungen ist auf Grund ausbleibenden Vollzuges bisher nur eine untergeordnete Bedeutung beizumessen. Dabei verfügt der öRE gemäß § 19 KrWG über die notwendige Legitimation zur Kontrolle der auf den Befreiungsanträgen gemachten Angaben zum Grundstück der Antragsstellenden. Neben der Einführung einheitlicher Anforderungen ist daher auch deren konsequenter Vollzug, wie z. B. Grundstücksbegehungen zur Antragsprüfung, zwingend erforderlich, um eine sachgemäße Eigenkompostierung und -verwertung sicherzustellen.

Barcamp Abfallberatung

Die Verwertung der getrennt gesammelten Bioabfälle ist nur ein Aspekt bei der stofflichen Verwertung zur Förderung der Kreislaufwirtschaft. Genauso wichtig und letztendlich auch die Voraussetzung dafür, ist die qualitativ hochwertige getrennte Erfassung von Bioabfällen in Haushalten sowie Industrie und Gewerbe. Deshalb wurde im Rahmen dieses Projekts ein Barcamp durchgeführt, in dem Abfallberaterinnen und -beratern eine Gelegenheit für einen fachlichen Austausch geboten wurde und Kontakte für eine bessere Vernetzung geknüpft werden konnten. Die 50 Teilnehmerinnen und Teilnehmer bestätigten einhellig den Bedarf an Veranstaltungen dieser Art und formulierten folgende Handlungsempfehlungen (vgl. Kapitel 7):

1. Schaffung einer regelmäßigen Kommunikationsplattform zum Informationsaustausch zwischen den lokalen AbfallberaterInnen untereinander sowie mit relevanten Akteuren der Abfallwirtschaftskommunikation auf überregionaler, Landes- und Bundesebene.
2. Aufbau und Pflege einer Jahresübersicht zu den überregionalen Aktivitäten in der Abfallwirtschaftskommunikation.

3. Bessere finanzielle Ausstattung der Abfallberatung, da alle technologischen Sprünge im Produktdesign, Recycling, in der Logistik und im Controlling des Abfallwirtschaftsbetriebes verpuffen werden, solange Bürgerinnen und Bürger in der Küche die verschiedenen Stoffströme nicht sortenrein, sauber und in maximaler Menge in die verschiedenen Sammelbehältnisse sortiert.

Summary

The Biowaste Ordinance in its currently valid version refers to many organic wastes. It regulates for these the recycling and reuse on soils used for agriculture, forestry and horticulture. In addition, it regulates treatment of these wastes with a focus on sanitising and stabilising biological processes as well as the examination of processes and products.

Since alternative processes can be used for biomass recycling instead of composting and fermentation, the question arises as to whether these are high-quality processes and whether the Biowaste Ordinance must therefore also address such alternative processes in future.

To clarify this question, the present study first researched the development status and technical concepts of these alternative recycling processes. Next, eight of these processes were selected, examined in detail and described in process profiles. The basic data on energy and mass balances determined in the process were thereafter used for the life cycle assessment (LCA) of the processes. The results of the LCA were then compared with those of composting and fermentation in order to assess the quality of the alternative processes.

This study also investigated the extent to which self-composting and recycling of organic waste produced in private households represents high-quality recycling. The annual quantities of self-composting were estimated and the requirements for state-of-the-art self-composting and recycling were documented. As well, the environmental impacts that could potentially result from improper compost management and subsequent application of the compost were determined.

By organising an exchange platform (Barcamp), the scientific part of the present study could be supplemented by a valuable practical reference. In expert discussions, the waste advisors were able to exchange views on the relevance of high-quality separate collection of organic waste in households, industry and commerce and share their practical experience in providing attractive waste advice.

Background

The Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (BMU) plans a comprehensive amendment of the Biowaste Ordinance (BioAbfV). The background to the planned amendment is to take up and carry out the general requirements already contained in the Circular Economy Act (KrWG) for the high-quality recycling of organic waste. The Biowaste Ordinance is to include recycling processes that come into question and define the verifiable criteria necessary for process evaluation. This should also include self-composting and its produced composts as well as their use, in order to specify the necessary requirements for professional self-composting.

The results of this project and the preceding project (FKZ 3715 34 3140) are to provide the necessary scientific basis for a comprehensive amendment of the Ordinance.

Process selection and profiles

In order to identify high-quality alternative processes for the recycling of organic waste, various processes were researched within the framework of this project. The results of this research were the following pre-selected technologies, clustered according to the type of biomass conversion:

► Thermo-chemical conversion cluster

Carbonisation

Flash pyrolysis

Liquid phase pyrolysis

Torrefaction

Hydrothermal carbonisation

Hydrothermal condensation

Hydrothermal gasification

Vapothermal carbonisation

Gasification

► Physico-chemical conversion cluster

Transesterification

Hydrogenation

► Biochemical conversion cluster

Lactic acid fermentation

Black soldier fly larva

ABE fermentation

Heterotrophic algae production

Fermentation of synthesis gas

In a second step, this extensive pre-selection of processes was narrowed down in consultation with the Federal Environment Agency and with consideration for the state of development of the processes. The eight processes selected are:

1. Hydrothermal carbonisation (HTC): Heating and pyrolytic decomposition of biomass in the presence of liquid water at reaction temperatures of 180 °C to 230 °C and pressures of up to 60 bar to produce a lignite-like solid fuel (HTC coal).
2. Pyrolysis (carbonisation): Thermo-chemical conversion process (dry) of biomass in the absence of oxygen to produce carbonaceous materials (biochar), which can be used for material and energy purposes.
3. Hydrothermal liquefaction (HTL): Heating and partial pyrolytic decomposition of biomass in the presence of liquid water in a subcritical state at pressures of up to 240 bar and reaction temperatures between 250 °C – 350 °C to produce a liquid, oil-like energy carrier (HTL oil).
4. Transesterification: Conversion of polyvalent esters (e.g. vegetable oils or triglycerides) into simple esters (e.g. methyl ester) and glycerine; processing of the produced esters to produce biodiesel and glycerine.
5. HEFA process (hydrogenation): Conversion of vegetable oils (triglycerides) by means of hydrogenation followed by breaking up and isomerisation to produce a fuel mixture; processing of the mixture to obtain fuel fractions (including diesel, jet fuel, petrol).

6. Lactic acid fermentation: Use of microbiological anaerobic degradation processes for the biochemical splitting of carbohydrates contained in biomass (e.g. glucose, fructose, polysaccharides) into lactic acid.
7. ABE fermentation: Use of microbiological anaerobic degradation processes (alcoholic fermentation, targeted use of special bacteria) for the biochemical conversion of carbohydrates contained in biomass to acetone, butanol and ethanol.
8. Black soldier fly: Use of waste containing biomass to breed black soldier fly larvae. Preparation of the larval biomass into a larval meal containing protein; use of the composted residual substrate as compost.

These processes were then examined in more detail and described in process profiles. Part of the investigation included, apart from an intensive literature search, plant visits and interviews with plant operators. The process profiles contain the following information:

- ▶ Approximate mass balance of the respective processes when using organic waste;
- ▶ characteristic values of the respective product streams, e.g. biochar, gas phase and liquid phase;
- ▶ characteristic values for the procedures used for life cycle assessment (emissions, energy balance, operating resources, and if applicable space needed);
- ▶ information on the type, quality and possible uses of the products;
- ▶ information on the plant stock; and
- ▶ plausibility check of data and information.

In particular, the data from the mass and energy balances formed the basis for the LCA of the eight processes.

Methodology of life cycle assessment

Based on the results of the previous study, which developed proposals for relevant criteria for the evaluation of the quality, an LCA of the recycling processes was carried out. As in the previous study, the following points were considered:

1. The expected emissions,
2. the level of conservation of natural resources,
3. the energy to be used and produced as well as
4. the accumulation of pollutants in products, in waste for recovery or in products derived therefrom.

The corresponding quantifiable criteria or impact categories were derived from these points:

- ▶ Global warming
- ▶ Acidification
- ▶ Eutrophication
- ▶ Ozone formation
- ▶ Fossil resource scarcity

- ▶ Mineral resource scarcity
- ▶ Cumulative energy demand fossil (CED_{fossil})
- ▶ Terrestrial ecotoxicity

In addition, relevant individual emissions were considered in individual processes to investigate the accumulation of pollutants.

The data collected were combined into material flow models in the LCA software "openLCA" using the LCA database "ecoinvent 3.4" and evaluated using the impact assessment method [ReCiPe 2016] in the impact categories shown. In addition to the eight processes examined, the conventional organic waste recycling processes of fermentation and composting were modelled as a reference.

Various utilisation paths were identified for the products from the selected recycling processes. The resulting substitution was considered in the LCA by means of credits. The technologies, their products and the respective substitutes are listed below (technology; product(s); substitute(s)):

1. HTC; HTC coal; wood chips
2. Pyrolysis; biochar; peat/activated carbon/stable bedding
3. HTL; HTL oil; heavy fuel oil
4. Transesterification; biodiesel/glycerine/potassium sulphate; diesel/glycerine/potassium sulphate
5. HEFA process; naphta/jet fuel/diesel/burner gas/oxygen; naphta/jet fuel/diesel/propane/oxygen
6. Lactic acid fermentation; polylactic acid; polylactic acid
7. Black soldier fly; larval meal/compost; protein feed/fertiliser and carbon for compost
8. ABE fermentation; butanol/acetone/ethanol; butanol/acetone/ethanol
9. Composting; compost; fertilisers and carbon for compost
10. Fermentation; solid/liquid digestate/biogas; fertiliser and carbon for digestate/electricity and heat for using the biogas in a CHP

The results of the processes were individually evaluated, analysed and then compared. For all impact categories considered, the burdens of the processes and the credits for the respective products were balanced and a net effect was calculated. The impact categories were not weighted.

Results of the LCA

In the following, a qualitative description is given of the impact categories in which all the processes considered have a positive or negative impact on the environment:

- ▶ HTC

No positive impact in any of the categories

Negative impact in the following categories: Global warming, acidification, eutrophication, ozone formation, terrestrial ecotoxicity, fossil resource scarcity, mineral resource scarcity, cumulative energy demand

► Pyrolysis

Positive impact in the following categories: Global warming, acidification, ozone formation, terrestrial ecotoxicity, fossil resource scarcity, mineral resource scarcity, cumulative energy demand

Negative impact in the following category: Eutrophication,

► HTL

Positive impact in the following categories: Fossil resource scarcity, cumulative energy demand

Negative impact in the following categories: Global warming, acidification, eutrophication, ozone formation, terrestrial ecotoxicity, mineral resource scarcity,

► Transesterification

Positive impact in the following categories: Global warming, acidification, eutrophication, ozone formation, terrestrial ecotoxicity, fossil resource scarcity, mineral resource scarcity, cumulative energy demand

No negative impact in any of the categories

► HEFA process

Positive impact in the following categories: Acidification, ozone formation, fossil resource scarcity, cumulative energy demand

Negative impact in the following categories: Global warming, eutrophication, terrestrial ecotoxicity, mineral resource scarcity

► Lactic acid fermentation

No positive impact in any of the categories

Negative impact in the following categories: Global warming, acidification, eutrophication, ozone formation, terrestrial ecotoxicity, fossil resource scarcity, mineral resource scarcity, cumulative energy demand

► ABE fermentation

No positive impact in any of the categories

Negative impact in the following categories: Global warming, acidification, eutrophication, ozone formation, terrestrial ecotoxicity, fossil resource scarcity, mineral resource scarcity, cumulative energy demand

► Black soldier fly

No positive impact in any of the categories

Negative impact in the following categories: Global warming, acidification, eutrophication, ozone formation, terrestrial ecotoxicity, fossil resource scarcity, mineral resource scarcity, cumulative energy demand

► Composting

Positive impact in the following categories: Eutrophication, terrestrial ecotoxicity, fossil resource scarcity, mineral resource scarcity, cumulative energy demand

Negative impact in the following categories: Global warming, acidification, ozone formation

► Fermentation

Positive impact in the following categories: Global warming, eutrophication, terrestrial ecotoxicity, fossil resource scarcity, mineral resource scarcity, cumulative energy demand

Negative impact in the following categories: Acidification, ozone formation

Comparative consideration of the results of the LCA

The various recycling options for different types of organic waste are only comparable to a limited extent. In particular, the numerous different biomass substrates that are used or can be used as input materials cannot be evaluated in a uniform life cycle assessment. The same applies to the sometimes very different development stages of the processes.

In this study, three different substrates were identified as input materials that can potentially be recycled to a high quality with the help of the selected processes.

► Woody biomass

- Pyrolysis

► Used cooking oil

- Transesterification
- HEFA process

► Organic waste like biomass²

- HTC
- HTL
- Lactic acid fermentation
- ABE fermentation
- Black soldier fly

The last five processes listed above, which have already been used to treat biomass like organic waste and are therefore also suitable for separately collected organic waste from households, were compared with the "classic" processes of composting and fermentation.

The results of the respective LCA are presented according to their specific contribution to German emissions, based on the UBA method [Schmitz et al. 1999]. Here, the result of the LCA for each treatment process, which is based on one tonne of input, is extrapolated to the total waste volume in Germany, assuming that all the waste in question is recycled using the appropriate technology. The resulting environmental impacts are standardised with total German emissions in the respective impact category (e.g. CO₂ equivalents) to determine a

² „Organic waste like biomass“ refers to substrates whose composition and characteristics are similar to those of separately collected household organic waste and will subsequently be abbreviated as “biomass”

percentage share. These percentage shares are compared separately, according to their input, as shown above.

Pyrolysis is a long-proven process for woody biomass, but the availability and disposal of the condensates still poses a particular challenge. If high-quality use of the pyrolysis products is possible, the pyrolysis of woody biomass does, however, lead to relief in most environmental categories (cf. Figure 66). If the products are used for purely energetic purposes, pyrolysis is associated with overall lower efficiencies than direct combustion in biomass power plants (Quicker et al. 2017).

Of the processes considered, transesterification for used cooking oil in particular is a high-quality process. The low energy requirement in combination with the "high-quality" product biodiesel leads to good results in the LCA. The HEFA process is more flexible than transesterification regarding the input substrates. Due to the high energy demand for hydrogenation in the HEFA process, however, it is not as effective as transesterification in terms of the life cycle assessment (cf. Figure 66).

Of the processes that are suitable for organic waste, like biomass and thus probably separately collected organic waste, hydrothermal carbonisation (HTC) is the most likely comparable to "classic" processes composting and fermentation in terms of life cycle assessment. HTC could perform even better than the variant modelled here if it succeeds in using HTC coals to produce high-quality materials. In the case of hydrothermal liquefaction, the high energy requirement leads to a worse result in terms of the life cycle assessment.

The products of the two fermentation processes (lactic acid and ABE fermentation from organic waste) are interesting alternatives, both to fossil plastics and raw materials and to those from cultivated biomass. However, the high energy requirements of these processes lead to impacts in all impact categories that were analysed in the LCA (cf. Figure 67).

Using the black soldier fly to produce protein feed requires a high amount of heat, which leads to high impacts if the heat is obtained with fossil energy sources. However, since the heat is required at a low temperature around 30 °C, there is a chance that waste heat can be used for this purpose. From an ecological point of view, this heat is unpolluted unless it can be used for other purposes. Breeding black soldier fly larvae offers an interesting alternative to composting, because it is ecologically balanced when using of waste heat and can therefore be classified as high quality.

Technical feasibility and profitability

Of the other processes investigated, transesterification (cf. Chapter 4.4) and the HEFA process (cf. Chapter 4.5) are used on a large scale worldwide. The deciding factor for the economic efficiency of both processes is the price of the raw materials. Compared with the HEFA process, transesterification has a significantly lower energy requirement, which has a positive effect both in terms of LCA (cf. Chapter 5.3) and economic efficiency.

With the pyrolysis process and its process variants, various input materials can be recycled. Some types of process, especially the slow-running processes to produce biochar or charcoal from woody or lignin-containing biomass, are well understood and broadly available. Alternatively, there are numerous pyrolysis variants for which satisfactory service lives have not yet been achieved. The pyrolysis process produces condensates containing oil and tar, which are sometimes difficult to dispose of. The economic efficiency of pyrolysis depends on the conditions in the individual case. In particular, a high moisture content of the input materials and the resulting increase in energy demand with a lower product yield has a negative effect. Pyrolysis

processes are consequently "worthwhile", especially for woody input materials, if it is possible to produce a high-quality usable material, e.g. EBC certified coal (cf. chapter 4.2).

For HTC, initial results from a large-scale demonstration plant are available. However, publications on the successful continuous operation of larger plants could not be found. It appears that there is a lack of practical experience and data on the purification and disposal of exhaust air and wastewater (cf. Chapter 4.1). For the HTV, too, experience from a demonstration plant is only now available (cf. Chapter 4.3). The lower the treatment costs and the higher the product yields, the more economically viable HTC is. Liquid biomasses with a high organic dry matter content are best suited for this.

Generally, global production volumes of polylactic acid (PLA) are forecast to roughly double from about 450 000 Mg/a to 820 000 Mg/a. Although lactic acid produced from organic residues and waste can be used for PLA production and thus contribute to increasing production volumes, this has not yet been practiced on an industrial scale (cf. Chapter 4.6).

The biological production of acetone, butanol and ethanol from carbohydrates using ABE fermentation was industrially established until the 1960s. After that, it was replaced by more cost-effective petrochemical processes. As possible input materials for ABE fermentation, organic wastes are discussed and considered in addition to straw, miscanthus and other crops. Technical experience with the treatment of separately collected organic waste is not currently available (cf. Chapter 4.7).

Experience with the production of protein feed from waste using the black soldier fly is available on a "large-scale" from South Africa (municipal solid waste) and Canada (organic waste). In Europe, the animal feed law, among other things, shaped by the 2001 BSE scandal is currently still preventing the breeding and marketing of the black soldier fly larvae or the products that can be made from them for economic gain. If the products of the process were to be approved for use as substrate for animal feed even when waste is used, the process could become economically more attractive.

Self-composting und recycling

On the basis of Article 17 (1) of the KrWG, organic waste from private households can be exempted from the obligation to hand it over to the public-law waste management company if waste producers can guarantee that this waste will be recycled "on their own land used by them in the course of their private lives" (self recovery). This option is used throughout Germany, resulting in significant quantities of organic and green waste being treated in private gardens through self-composting and recycling by those otherwise obliged to dispose of it professionally.

The terms 'self-composting' and 'self recovery' are not clearly defined by law in the context of treating organic waste and green waste produced in private households on the waste producer's own land. They are only applied when formulating municipal waste management statutes. There are therefore no uniform and nationwide requirements that are used to ensure that self-composting and recycling are carried out appropriately.

Quantities of waste treated by self-composting and recycling

In Germany in 2017, approximately 4.90 million Mg of organic waste and approximately 5.41 million Mg of green waste were separately collected [Destatis 2019a]. For 2017, this results in specific, separately collected waste quantities averaging around 59.2 kg organic waste/ (inhabitant · year) and 65.4 kg green waste/ (inhabitant · year).

It can be assumed that, in addition to the waste collected via separate collection, some 7.8 million Mg of garden and kitchen waste is disposed of annually via self-composting or recycling [Krause et al. 2014].

Requirements for self-composting

Self-composting organic waste can only be classified as high quality within the meaning of the KrWG if professional compost management and subsequent proper use of compost can be ensured. This positive environmental benefit is reduced as soon as the compost management and subsequent application of the compost is no longer carried out professionally. In this case, the fear is that self-composting and recycling may even have negative environmental impacts, such as over-fertilisation of the soil and increased emissions of greenhouse gases. In view of the considerable quantities of self-composting (7.8 million Mg per year), significant environmental relief potential can be tapped by ensuring professional and appropriate self-composting and recycling.

On the basis of the results of the present study, the introduction of the following requirements for the exemption from the obligation to use the organic waste bin justified by self-composting and recycling and legal implementation, e.g. in the planned comprehensive amendment of the Biowaste Ordinance (BioAbfV), is recommended:

- ▶ **Garden area to be maintained:** In the present study, it is derived that the relationship between the amount for self-composting and the garden area to be maintained can be expressed quantitatively as $0.37 \text{ m}^2/\text{kg}_{\text{input self-composting}}$ (cf. Chapter 6.4.2). In order to determine a verifiable absolute garden area with this specific indicator, which can be used as a requirement for the applying household to be exempted from the obligation to use the organic waste bin, the quantity of material used for self-composting must be determined. For household-specific determination, information on the number of household inhabitants, the size and use of the household's garden as well as access to alternative disposal routes are necessary for each household.
Since such a complex determination may not be affordable for many public-law waste management companies for technical and economic reasons, the study derives a nationwide uniform mean value for the necessary garden area as an alternative approach: at least $70 \text{ m}^2/\text{inhabitant}$.
- ▶ **Composter volume:** The required composter size also represents a useful test value for the public-law waste management companies to ensure professional self-composting. Analogous to the garden area to be maintained, the study derives a nationwide uniform minimum value in order to keep the testing effort for the public-law waste management companies as low as possible. The composter size is to be set at a minimum of 230 l/ inhabitant (cf. Chapter 6.4.4).
- ▶ **Reduction in the volume of organic waste bins:** In practice, the residual waste of households exempted from the obligation to connect to the system still contains significant organic fractions, so that exemption from the obligation to use organic waste bins conflicts with the obligation to keep waste separate under Article 11 (1) KrWG. The study therefore recommends that, in the case of self-composting and recycling, the obligated party can only apply for a reduction in the volume of organic waste bins provided in conjunction with a reduction in fees.

- ▶ **Enforcement:** Due to the lack of enforcement, the requirements for exemption from the obligation to use the organic waste bin, which have already been in force at the local authority level - albeit only in isolated cases - can so far only be considered of secondary importance. In this context, the public-law waste management company has the necessary legitimacy pursuant to Article 19 KrWG to verify information about the applicant's land that is provided in applications for exemption. In addition to the introduction of uniform requirements, their consistent implementation, e.g. inspection of the land for the purpose of examining the application, is therefore absolutely necessary in order to ensure proper self-composting and recycling.

Barcamp waste advice

Recycling separately collected organic waste is only one aspect of material recycling to promote a circular economy. Equally as important, and ultimately also the prerequisite for recycling, is the high-quality separate collection of organic waste in households as well as in industry and commerce. For this reason, a barcamp was held as part of this project, where waste advisers were given an opportunity to exchange ideas and professional contacts were made for better networking. The 50 participants unanimously confirmed the need for events of this kind and formulated the following recommendations for action (cf. Chapter 7):

1. Create a regular communication platform for exchanging information between local waste consultants and with relevant actors in waste management communication at the supra-regional, state and federal levels.
2. Establish and maintain an annual overview of the supra-regional activities in waste management communication.
3. Provide better financial resources for waste counselling, as all technological leaps in product design, recycling, logistics and controlling of waste management operations will be ignored as long as citizens (in their kitchens) do not sort the various material flows into the various collection containers in an organised and clean way for as much waste as possible.

1 Einleitung

Das „Vorgänger“-UFOPLAN-Vorhaben (FKZ 3715 34 3140) befasste sich mit Kriterien für die hochwertige Verwertung für die am häufigsten eingesetzten technischen Verwertungsverfahren für Bioabfälle, der Kompostierung als stofflichem Verwertungsverfahren und der Kombination aus stofflicher und energetischer Verwertung, der Vergärung mit nachgeschalteter Kompostierung der (festen) Gärreste.

Nicht betrachtet wurde dabei zum einen die Eigenkompostierung und Eigenverwertung. In der Praxis stellt sich gerade für die hiermit behandelten erheblichen Mengen organischer Abfälle verstärkt die Frage, ob dieser Entsorgungsweg wirklich einen Kreislauf schließt und den Zielen des Kreislaufwirtschaftsgesetzes entspricht oder nicht mittlerweile zu einer Belastung von Böden und Grundwasser führt. Zumindest sollten verbindliche Randbedingungen vorgegeben werden, wenn die Eigenverwertung von Bioabfall aus privaten Haushalten als Argument für eine Befreiung von der getrennten Erfassung mittels Biotonne benutzt wird.

Zum anderen konzentriert sich das o. g. Projekt auf Biogut und Grüngut. Wird der Begriff der Bioabfälle weiter gefasst und auf die in Anhang 1 der Bioabfallverordnung (BioAbfV) benannten organischen Abfälle bezogen, zeigt sich, dass neben den konventionellen auch alternative Verfahren entweder bereits großtechnisch eingesetzt werden oder in der Entwicklung sind. Neben energetischen Verwertungswegen sind darunter auch kombinierte Verfahren, so z. B., wenn die über einen Pyrolyse-Schritt erzeugte „Bio-Kohle“ nicht energetisch, sondern stofflich als Bodenverbesserer („Schwarzerde“) eingesetzt wird.

Ziel dieses Projektes ist es, die anderweitigen Verfahren einschließlich der Eigenverwertung zu beschreiben und auf ihre Hochwertigkeit gemäß §§ 6 bis 8 des Kreislaufwirtschaftsgesetzes (KrWG) hin zu untersuchen.

Darüber hinaus ist die Verwertung der getrennt gesammelten Bioabfälle nur ein Aspekt bei der Förderung der stofflichen Verwertung zur Entwicklung einer funktionierenden Kreislaufwirtschaft. Letztendlich ist eine qualitativ hochwertige getrennte Erfassung von Bioabfällen in Haushalten sowie Industrie und Gewerbe die Voraussetzung für eine weitgehende stoffliche Verwertung der Bioabfälle. Deshalb wurde im Rahmen dieses Projekts ein Barcamp durchgeführt, in dem Abfallberaterinnen und Abfallberatern die Gelegenheit für einen fachlichen Austausch geboten wurde und Kontakte für eine bessere Vernetzung geknüpft werden konnten.

2 Hintergrund

2.1 Novellierung der Bioabfallverordnung

Bereits im Jahr 2015 hat das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) erste Überlegungen für eine umfassende Novellierung der BioAbfV entwickelt. Hintergrund der geplanten Novellierung ist, die bereits im KrWG enthaltenen allgemeinen Anforderungen an die stoffstrombezogene Verwertung von Bioabfällen aufzugreifen und zu konkretisieren. Dabei soll die geplante novellierte Fassung der BioAbfV auf der Rechtsgrundlage des § 11 Absatz 2 KrWG alle in Frage kommenden hochwertigen Verwertungsverfahren einbeziehen sowie die für die Verfahrensbewertung notwendigen, belegbaren Kriterien definieren. Damit soll die BioAbfV nicht mehr nur Vorgaben hinsichtlich einer bodenbezogenen Verwertung enthalten, sondern auch andere Verwertungswege umfassen. Darüber hinaus sollen auf Grundlage des § 8 Absatz 2 KrWG in der BioAbfV die hochwertigen Verwertungsverfahren benannt und diese soweit möglich in eine Rangfolge gesetzt werden. Dazu sind neben vorrangig stofflichen Verwertungsverfahren auch Kaskadennutzungen und sonstige Verwertungsverfahren wie z. B. die Herstellung und Verwertung von Biokohle, Biodiesel usw. zu analysieren.

Des Weiteren wird geprüft, für die bei der Eigenkompostierung erzeugten Komposte in der BioAbfV erforderliche Anforderungen für eine fachgerechte Eigenverwertung zu benennen. Hierbei sind bspw. Vorgaben in Form von verfügbaren oder ggf. erforderlichen Aufbringungs-Mindestflächen denkbar. Weiterhin bestehen Überlegungen, bestimmte Behandlungsvorgaben oder Mindestkriterien für die fachgerechte Eigenkompostierung zu definieren.

Für die in der Novellierung geplante umfassende Regelung der Verwertung sowie der Eigenkompostierung und -verwertung wird mit dem vorliegenden Projekt in Verbindung mit der Vorgängerstudie (FKZ 3715 34 3140) die benötigte wissenschaftliche Grundlage geschaffen.

2.2 Hochwertige Verwertung von Bioabfällen

Die zum 1.1.2015 gemäß § 11 KrWG umzusetzende flächendeckende Sammlung von Bioabfällen führt trotz anfänglichen regionalen Widerständen zu einer Steigerung der getrennt erfassten Bioabfallmengen. Während im UFOPLAN-Vorhaben „Verpflichtende Umsetzung der Getrenntsammlung von Bioabfällen“ [Krause et al. 2014] noch eine erhebliche Anzahl von Kommunen ohne eine gesetzeskonforme getrennte Bioabfallerfassung festzustellen war, haben vor allem in den letzten drei Jahren diverse öffentlich-rechtliche Entsorgungsträger (örE) Beschlüsse zur Einführung der Bioabfallsammlung getroffen. Auch die aktuellen Daten des statistischen Bundesamtes zeigen nach Jahren der Stagnation mittlerweile einen Anstieg der Erfassungsmengen.

Welche Umweltentlastungseffekte durch die Getrenntsammlung und Verwertung der steigenden Bioabfallmengen erzielt werden, hängt maßgeblich vom angewandten Verwertungsverfahren, dessen Betrieb nach guter fachlicher Praxis und der möglichst optimalen Nutzung der Abfalleigenschaften sowie der erzeugten Produkte ab.

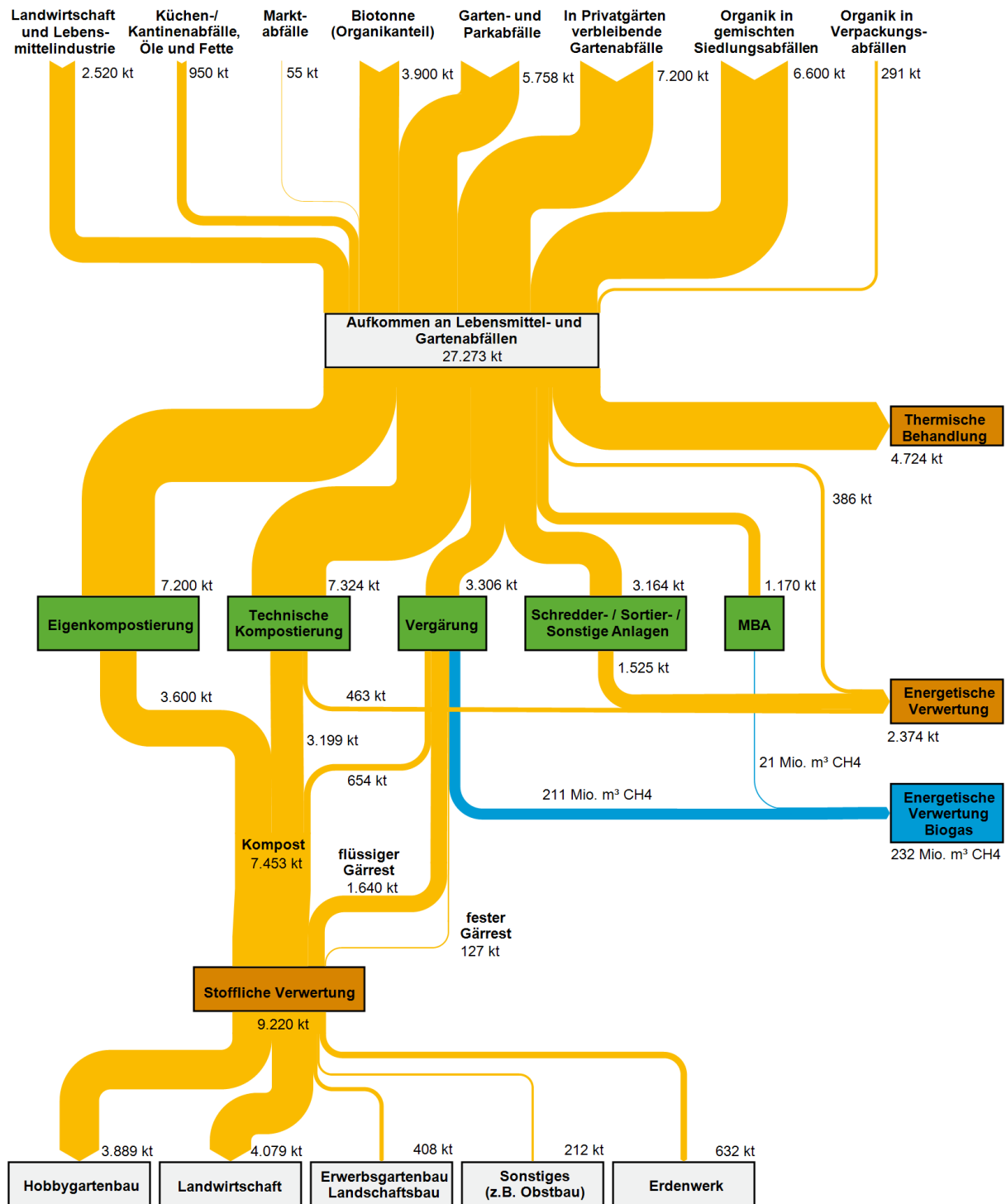
Untersuchungen zu den Verwertungswegen (vgl. Abbildung 1) bestätigen, dass neben der Eigenkompostierung die technische Kompostierung als Verwertungsverfahren dominiert, da zum Zeitpunkt der Einführung der getrennten Bioabfallerfassung Ende der 80er/Anfang der 90er Jahre andere Verfahren ihre technische und wirtschaftliche Konkurrenzfähigkeit noch nicht nachgewiesen hatten. Der fortgeschrittene Entwicklungsstand der Bioabfallvergärung, die gezielte Förderung der Energiegewinnung aus Biomasse (EEG) und der Alterungsprozess bereits

installierter Kompostierungsanlagen führt dazu, dass mittlerweile auch Kompostierungsanlagen um eine Vergärungsstufe erweitert werden und auch neue Anlagen entstehen. Ebenfalls intensiviert wird seit einigen Jahren die Nutzung holzhaltigen Grüngutes als Brennstoff für zentrale oder dezentrale Feuerungsanlagen.

Alternative Ansätze zur Nutzung von Bioabfällen aus Haushalten werden seit den 2000er Jahren verstärkt diskutiert und erprobt, haben aber bislang keine Mengenrelevanz. Ob thermochemische Verfahren wie bspw. die Hydrothermale Carbonisierung eine sinnvolle hochwertige Alternative auch für Bioabfälle aus der getrennten Erfassung darstellen, wurde bislang nicht umfassend analysiert.

Im Kreislaufwirtschaftsgesetz wird in § 8 eine hochwertige Verwertung gefordert, welche die Bundesregierung per Rechtsverordnungen für bestimmte Abfälle näher definiert. Dies liegt für Bioabfälle noch nicht vor, aber [Knappe et al. 2019] haben ausgeführt, wie eine solche Definition aussehen kann bzw. welche Kriterien sie berücksichtigt. In Kapitel 3.3 wird auf diese Kriterien aufgesetzt, um für die in dieser Studie betrachteten Verwertungstechnologien zu untersuchen, ob diese als hochwertig anzusehen sind.

Abbildung 1: Erfassungs- und Verwertungswege für Lebensmittel- und Gartenabfälle in Deutschland im Jahr 2015



Steger et al. 2019

Ob alternative Verfahren gegenüber den mittlerweile tradierten Verfahren wie der Kaskadennutzung mittels Vergärung und Nachrotte ökologische Vorteile erwarten lassen und ob diesbezüglich verbindliche Vorgaben zur Behandlung von Bioabfällen erforderlich sind, ist ebenfalls noch nicht geklärt.

Über die BioAbfV besteht die Möglichkeit, Anforderungen an die Behandlung von Bioabfällen im Hinblick auf die im KrWG erweiterte Rechtsgrundlage und unter Einbeziehung der verschiedenen – regelungsbedürftigen – Verwertungsmöglichkeiten von Bioabfällen anzupassen. [BMUB 2015]. Ebenfalls denkbar ist es, stoffstromspezifische und -lenkende Anforderungen an die Hochwertigkeit der Verwertung der jeweiligen Bioabfallarten einschließlich möglicher Kaskadennutzungen in die BioAbfV einzubeziehen [BMUB 2014].

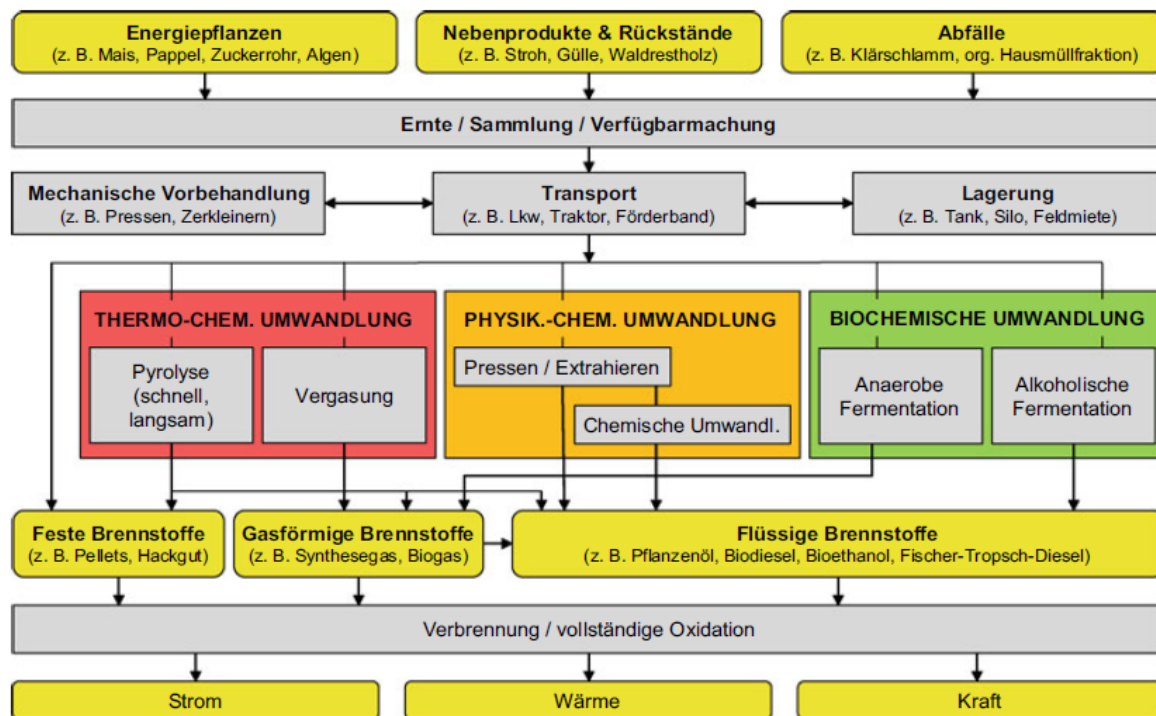
2.3 Anderweitige hochwertige Verwertungsmöglichkeiten von Bioabfällen

Ob die anderweitigen Verwertungsmöglichkeiten „technisch machbar“ sind, wird in diesem Projekt am bisherigen Entwicklungsstand festgemacht. Verfahren, die bisher nicht über den Labormaßstab hinausgekommen sind, werden als derzeit nicht technisch machbar eingestuft, während bereits im Technikumsmaßstab bzw. im großtechnischen Einsatz befindliche Verfahren als technisch machbar bewertet werden.

Sofern die Datenlage es erlaubt, werden zu den in dieser Untersuchung betrachteten hochwertigen anderweitigen Verfahren und Verwertungswegen und zu deren Einsatz in der Praxis wirtschaftliche Kennzahlen ermittelt.

Bei den Verfahren zur Umwandlung organischer Stoffe in feste, flüssige oder gasförmige Sekundärenergieträger, als Zwischenstufe vor der Umwandlung in die letztlich gewünschte End- bzw. Nutzenergie, kann zwischen thermo-chemischen, physikalisch-chemischen und biochemischen Veredelungsverfahren unterschieden werden. Für die zu betrachtenden Bioabfälle können daher – außer den Verfahren der Kompostierung und Vergärung – thermochemische, physikalisch-chemische und biochemische Verfahren (anaerobe Verfahren mit anderen Prozesszielen, z. B. Erzeugung von Milchsäure) in Betracht kommen.

Abbildung 2: Bereitstellungsketten



Kaltschmitt 2016

Durch thermo-chemische Veredelungsverfahren (z. B. Vergasung, Pyrolyse, hydrothermale Umwandlung) werden feste Bioenergieträger in erster Linie unter dem Einfluss von Wärme – ggf. in Beisein entsprechender Katalysatoren – in feste, flüssige und/oder gasförmige Sekundärenergieträger transformiert. Ziel einer derartigen Umwandlung kann bspw. sowohl die Bereitstellung von gut transportfähigen sekundären Energieträgern mit einer hohen Energiedichte als auch – und das ist der primäre Anwendungsfall – von Energieträgern mit klar definierten brennstofftechnischen Eigenschaften sein.

Bei der Vergasung wird (zuvor meist getrocknete) Biomasse bei hohen Temperaturen möglichst vollständig in brennbare Gase (d. h. in ein sogenanntes Synthesegas) umgewandelt. Gleichzeitig wird durch die teilweise Verbrennung des Einsatzmaterials die erforderliche Prozesswärme bereitgestellt, damit der Vergasungsprozess überhaupt stattfinden kann. Das entstandene, oft niederkalorische Gas, kann in Brennern zur Wärmebereitstellung und u. a. in Gasmotoren oder -turbinen zur Stromerzeugung eingesetzt werden. Alternativ dazu kann das erzeugte Produktgas durch weitere Umwandlungen auch in flüssige (z. B. Methanol, Fischer-Tropsch-Diesel) oder gasförmige Sekundärenergieträger (z. B. Methan, Dimethylether, Wasserstoff) umgewandelt werden, die dann außer in stationären Anwendungen (z. B. in Blockheizkraftwerken (BHKW) zur gekoppelten Strom- und Wärmeerzeugung) insbesondere im Verkehrssektor als flüssige bzw. gasförmige Kraftstoffe einsetzbar sind [Kaltschmitt 2016].

Seit Jahren wird intensiv an thermochemischen Verfahren gearbeitet, die in die beiden Bereiche nasse und trockene Verfahren unterteilt werden können, für die wiederum unterschiedliche Detailausführungen existieren.

Tabelle 1: Thermochemische anderweitige Verwertungsverfahren

Nasse Verfahren	Trockene Verfahren
Hydrothermale Carbonisierung	Pyrolyse
Hydrothermale Verflüssigung	Vergasung
Hydrothermale Vergasung	Verkohlung

Zu den Verfahren der physikalisch-chemischen Umwandlung zählen alle Möglichkeiten zur Bereitstellung von Energieträgern auf Pflanzenölbasis. Ausgangsmaterial sind jeweils ölhaltige Biomassen.

Bei den biochemischen Konversionsverfahren erfolgt die Umwandlung der Biomasse mit Hilfe von Mikroorganismen und damit durch biologische Prozesse. Zucker-, Stärke- und zellulosehaltige Biomasse kann durch eine alkoholische Gärung mit Hilfe z. B. von Hefen in Ethanol überführt werden. Ethanol kann dann als Treib- und Brennstoff in Ottomotoren oder Verbrennungsanlagen zur End- bzw. Nutzenergiebereitstellung eingesetzt werden. Ähnlich wie Ethanol können mit Hilfe von Biokatalysatoren auch andere Alkohole erzeugt und als Kraftstoff genutzt werden. Bei der Fermentation organischer Stoffe (d. h. dem Biomasseabbau unter Sauerstoffabschluss) wird durch den Abbau organischer Masse durch bestimmte Bakteriengruppen ein wasserdampfgesättigtes Mischgas (Biogas) freigesetzt, das zu rund der Hälfte bis maximal etwa zwei Drittel aus Methan besteht. Es kann – nach einer ggf. notwendigen entsprechenden Aufbereitung – in stationären Gasbrennern oder Motoren als Energieträger genutzt werden. Alternativ dazu ist auch eine Aufbereitung auf Erdgasqualität möglich mit dem Ziel, das aufbereitete Gas ins vorhandene Erdgasnetz einzuspeisen [Kaltschmitt 2016].

Zudem ist es möglich, einzelne Verfahren zu kombinieren. So sind bspw. Bioraffinerien integrative Verfahrenskonzepte, die die kaskadische Veredelung von Biomasse zu biobasierten

Produkten (Biowerkstoffe, Basischemikalien usw.) und biogenen Energieträgern (Treibstoffe, elektrische Energie und Wärmeenergie) ermöglichen.

2.3.1 Erzeugung von flüssigen oder gasförmigen Biokraftstoffen

Biokraftstoffe sind als Diesel-, Benzin- und Gassubstitut, vorrangig im LKW-Bereich, im Einsatz. Für die großtechnisch erprobte Biodieselproduktion können neben landwirtschaftlichen Erzeugnissen (z. B. Raps) auch Abfälle wie Altöle und Altfette eingesetzt werden, für die Bioethanolproduktion wird in Deutschland auch Roggen genutzt, dessen Qualität für die Nahrungs- und Futtermittelproduktion nicht geeignet ist.

Biogas als Kraftstoff wird nicht nur aus extra angebauter Biomasse erzeugt, sondern auch aus agrarischen Reststoffen wie Schlempe oder Stroh, andere agrarische Reststoffe wie Mist und Gülle werden für die Biomethanherstellung eingesetzt.

Mit der Erzeugung flüssiger Biokraftstoffe befasst sich u. a. das bioliq-Projekt, dessen technische Komponenten wie die Flash-Pyrolyse und der Flugstromvergaser in einer Demonstrationsanlage in der Entwicklung und Erprobung stehen. Auch hydrothermale Verfahren können zur Erzeugung flüssiger und gasförmiger Brennstoffe genutzt werden.

2.3.2 Erzeugung von festen Biomassebrennstoffen

Neben den Verfahren zur Biomasseverflüssigung (BtL) werden auch Verfahren zur Erzeugung energiereicher fester Brennstoffe entwickelt, um die Qualitätseigenschaften nativ-organischer Ausgangsstoffe zu verbessern und diese in bereits bestehenden konventionellen Feuerungsanlagen einsetzen zu können. Einsatzstoffe sind insbesondere Holz und holzhaltige Abfälle sowie ausgewählte landwirtschaftliche Rückstände.

Entsprechend sind thermische Behandlungsverfahren, wie die Torrefizierung (z. B. Topell Energy, Blackwood Technology), die Pyrolyse (Pyreg GmbH, Carbon Terra GmbH, Biomacon GmbH, BlackCarbon GmbH) und weitere internationale Verfahrensansätze (Westinghouse Plasma-Verfahren etc.) in den Screening-Schritt einzubeziehen.

Das Verfahren der hydrothermalen Carbonisierung (HTC) reproduziert den Prozess der natürlichen Inkohlung unter Einwirkung von Temperatur und Druck in wenigen Stunden Verweilzeit. Die Produkte des Aufbereitungsprozesses im HTC-Verfahren sind Biokohle und Abwasser. Das potenzielle Einsatzgebiet für dieses Verfahren erstreckt sich auf die Behandlung von Klärschlamm, Bioabfall, Laub und Grasschnitt. In Deutschland sind verschiedene Projekte im Rahmen des vom BMWi initiierten Förderprogramms „Energetische Biomassenutzung“ in Bearbeitung, mehrere Firmen arbeiten an der großtechnischen Umsetzung.

Für organische Abfälle wurde dem HTC-Verfahren erstmals 2012 ein hoher perspektivischer Stellenwert eingeräumt. Aus heutiger Sicht stellt sich dies aber wegen der noch immer ungelösten Abwasserproblematik sowie der gemäß derzeitigem Düngerecht unzulässigen direkten bodenbezogenen Verwendung der HTC-Kohle als kritisch dar. In Folge der verschiedenen Reaktionen im HTC-Reaktor werden organische Komponenten abgespalten und gelöst, wodurch der CSB-Wert deutlich erhöht wird. Durch die Reaktionsbedingungen (hoher Druck, hohe Temperatur) können sich stabile organische Verbindungen bilden, die dann in Kläranlagen nicht abgebaut werden können. Hinsichtlich alternativer Lösungen der Abwasserproblematik der HTC-Technologie liegt derzeit kein grundlegend neuer Ansatz vor. Darüber hinaus ist auch die Komplexität der Interaktionen chemischer Verbindungen untereinander und deren mögliche Hemmwirkung auf die einzelnen Abbauschritte (anaerob, aerob und physikalisch) bisher nur in Grundzügen greifbar. Dies gilt im Übrigen auch für Abwässer aus dem Verfahren der Pyrolyse.

Dennoch wird das Forschungsfeld weiterbearbeitet. Bspw. arbeitet der Konzern Mitsubishi daran, die Technologie weiterzubringen und die Probleme zu lösen. Das HTC-Verfahren wird deshalb weiter in Betracht gezogen.

Zudem existieren Verfahren, die auf mechanischem Weg die Eigenschaftsprofile der Inputstoffe verbessern. Bspw. existieren „Pressverfahren“ zur Aufbereitung unter Einsatz von mechanischer und thermischer Energie, mit denen der Feuchtegehalt reduziert und die Energiedichte erhöht wird. Integriert im Prozess werden zudem lösliche Salze und Inertstoffe abgetrennt. Ein solches Pressverfahren wurde u. a. von der florafuel AG entwickelt. Die florafuel AG ist ein mittelständisches Unternehmen, das eine Aufbereitungsanlage in Putzbrunn bei München betreibt. Wissenschaftlich begleitet wurde die Entwicklung von der Universität der Bundeswehr München. Großtechnische Versuche zur energetischen Verwertung der Produkte wurden u. a. in Berlin durchgeführt. [ICU 2018]

Abbildung 3: florafuel-Verfahren – Fotos von der Anlage in Putzbrunn und den Produkten Pellets und Briketts



ICU 2018

2.3.3 Erzeugung von Bodenverbesserungsmitteln: Schwarzerde / Terra Preta

Die mittels Pyrolyse erzeugte „Biokohle“ kann nicht nur energetisch, sondern auch stofflich z. B. als „Schwarzerde“ bzw. „Terra Preta“ mit dem Ziel der Bodenverbesserung und Kohlenstoffspeicherung in Böden verwertet werden. Für die Biokohlen aus Pyrolyseprozessen liegen dabei umfangreiche Ergebnisse zu den Auswirkungen auf Böden vor. Auf Grund der hohen Abbaustabilität der Biokohle eignet sich diese für den Aufbau von dauerhaften Nährstoff- und Wasserspeichern für die Pflanzen und kann somit als Bodenverbesserer eingesetzt werden. Rechtliche Voraussetzung für das Inverkehrbringen von biokohlehaltigen Düngemitteln, Kultursubstraten und Bodenhilfsstoffen ist bisher, dass die Pyrolysekohle aus unbehandelten Hölzern erzeugt wurden. Die Forschung zu den bodenbezogenen Wirkungen der HTC-Kohlen hingegen befindet sich noch in einem frühen Stadium. [Weber 2016; Haubold-Rosar et al. 2016]

Ein Pilotprojekt wird in Berlin von den Projektpartnern Freie Universität Berlin, Fachbereich Geowissenschaften und Palaterra GmbH & Co. KG durchgeführt. Die im Botanischen Garten jährlich anfallenden Grünrestmengen von etwa 750 m³ Grünschnitt, 350 m³ Gehölzschnitt, 230 m³ Langgrasschnitt und 150 m³ Stammholz sollen in Zukunft zu hochwertigen Terra Preta-Substraten aufgearbeitet werden [TerraBoga 2015].

3 Methodisches Vorgehen

In einem ersten Screening-Schritt werden zunächst die für eine weitere Betrachtung in Frage kommenden anderweitigen Verfahren für Bioabfälle identifiziert und kurz beschrieben. Es folgt eine Abstimmung zur Festlegung des Untersuchungsumfanges sowie eine vertiefende Darstellung der ausgewählten Verfahren.

Als „Bioabfälle“ gelten in diesem Kontext solche aus dem Bereich der Privathaushalte, aber auch aus dem gewerblich/industriellen Bereich, die in Anhang 1 Nr. 1 der BioAbfV benannt sind. Da dort bereits in Teil a) 32 Abfälle mit einer Abfallbezeichnung gemäß der Anlage der Abfallverzeichnis-Verordnung (AVV) benannt werden, werden bspw. auch Verfahren betrachtet, die flüssige Bioabfälle wie Altspeiseöl oder Altspeisefett zu Biodiesel verwerten.

Da im späteren Projektverlauf eine verfahrensbezogene Untersuchung erfolgt, können die Inputstoffe ggf. zu Gruppen mit vergleichbaren Eigenschaften zusammengefasst werden.

3.1 Verfahrensauswahl

Im Rahmen der Verfahrensauswahl werden zunächst solche Verfahren identifiziert, die eine Alternative zur Kompostierung und zur Vergärung darstellen und somit zur Behandlung von biologischen Abfällen geeignet sind. Dabei sind sowohl thermo-chemische, als auch physikalisch-chemische und biochemische Verfahren Gegenstand der Betrachtung. Aus einer umfangreichen Vorauswahl von Verfahren, die sich bei erster Betrachtung für die Behandlung biologischer Abfälle eignen, werden in einem zweiten Schritt solche Verfahren ausgewählt:

- ▶ die grundsätzlich die Anforderungen an eine hochwertige Verwertung erfüllen (können) (siehe Kap. 2.2);
- ▶ die bereits einen Mindestentwicklungsstand aufweisen, der über den Labormaßstab hinausgeht;
- ▶ für die Betriebsdaten einer im kontinuierlichen Betrieb befindlichen Anlage vorliegen;
- ▶ und bei denen in der Vergangenheit bereits getrennt gesammelter Bioabfall oder andere Stoffströme, die unter den Anhang 1 der BioAbfV fallen, als Input genutzt wurden.

Durch Auswahlkriterien wird die umfangreiche Vorauswahl auf eine Liste mit acht Verfahren reduziert. Der Umfang der Vorauswahl und die daraus entstandene Verfahrensliste sind in Tabelle 2 aufgeführt. Die Verfahrensliste dient als Ausgangspunkt für die nachfolgende Erarbeitung von Verfahrensteckbriefen (siehe Kap. 3.2) sowie die ökobilanzielle Betrachtung, die Bewertung und den Vergleich der Hochwertigkeit der ausgewählten Verfahren (siehe Kap. 3.3). Die nach der Vorauswahl nicht weiter betrachteten Verfahren erfüllten mindestens eine der oben genannten Anforderungen nicht oder nur unzureichend.

Tabelle 2: Vorauswahl und Verfahrensliste

Vorauswahl		Bestandteil der Verfahrensliste
Thermo-chemisch	Carbonisierung	X
	Flash-Pyrolyse	
	Flüssigphasen-Pyrolyse	
	Torrefizierung	
	Hydrothermale Carbonisierung	X
	Hydrothermale Verflüssigung	X
	Hydrothermale Vergasung	
	Vapothermale Carbonisierung	
	Vergasung	
Physikalisch-chemisch	Umesterung	X
	Hydrierung	X
Biochemisch	Milchsäurefermentation	X
	Soldatenfliegenlarve	X
	ABE-Fermentation	X
	Heterotrophe Algenproduktion	
	Fermentation von Synthesegas	

Neben den in Tabelle 2 aufgeführten Verfahren werden im Zuge des Projektes die kontinuierliche und diskontinuierliche Vergärung sowie die Kompostierung bilanziert.

Die genannten Verfahren werden hinsichtlich ihrer Hochwertigkeit für die Verwertung / Behandlung von Bioabfällen ökobilanziell betrachtet und mit den ausgewählten anderweitigen Verfahren (siehe Tabelle 2) verglichen (siehe Kap. 3.3).

3.2 Erarbeitung der Verfahrenssteckbriefe

Nach der Festlegung der vertiefend zu betrachtenden Verfahren werden diese in Form von Steckbriefen (Verfahrensbeschreibung, Entwicklungsstand, Referenzanlage etc.) kurz dargestellt. In den Verfahrenssteckbriefen werden als Basis für die ökobilanziellen Betrachtungen die folgenden Informationen eruiert und zusammengestellt:

- ▶ Approximative Massenbilanz der jeweiligen Verfahren bei Einsatz von Bioabfällen,
- ▶ Charakteristische Kennwerte der jeweiligen Produktströme, z. B. Biokohle, Gasphase und Flüssigphase,
- ▶ Kennwerte für die Verfahren zur ökobilanziellen Betrachtung (Emissionen, Energiebilanz, Betriebsmittel, ggf. Flächenbedarf),
- ▶ Angaben zur Art, Beschaffenheit und Nutzungsmöglichkeiten der Produkte,
- ▶ Plausibilisierung der Daten und Informationen.

Neben den für die ökobilanzielle Betrachtung benötigten Daten erfolgt eine Zusammenstellung weiterer relevanter Informationen zur Beschreibung der Verfahren.

Während für die Verfahren der Kompostierung und Vergärung auf entsprechende Untersuchungsergebnisse und aktuelle Daten aus anderen Projekten und laufenden großtechnischen Anlagen zurückgegriffen werden konnte, existiert für die hier untersuchten anderweitigen Verfahren nur eine eingeschränkt verlässliche Datenbasis.

Die Datenlage bei den dargestellten anderweitigen Verfahren stellt sich, abhängig vom Entwicklungsstand und der Kooperationsbereitschaft der Akteure unterschiedlich dar. Während einige der untersuchten Verfahren bereits im großtechnischen Maßstab realisiert worden sind und somit i. d. R. eine ausreichende Datenbasis vorhanden ist, existieren bspw. für die Milchsäurefermentation von Bioabfall derzeit keine großtechnischen und gut dokumentierten Anlagen. Eine Plausibilitätsprüfung der recherchierten und erhobenen Daten kann entsprechend nur im beschränkten Maße erfolgen. D. h. die Bilanzergebnisse stehen unter dem Vorbehalt, dass die recherchierten bzw. die von den Entwicklern und Betreibern zur Verfügung gestellten Daten korrekt sind. Alle für die Erstellung der Bilanzen genutzten Literaturquellen sind in den Verfahrenssteckbriefen und zusätzlich im Literaturverzeichnis ausgewiesen.

Angesichts der unterschiedlichen verfahrenstechnischen Ausführungen und Forschungsfortschritte bei der Umsetzung und Skalierung der untersuchten Verfahren, ist offensichtlich, dass die abgebildeten Massen- und Energiebilanzen nicht alle Ausführungsvarianten der entsprechenden Verfahren widerspiegeln können. Die erstellten Bilanzen basieren auf einer Vielzahl von Quellen, die für jedes einzelne Verfahren separat am Ende des Steckbriefes ausgewiesen werden. Sie erheben daher in Hinblick auf die Darstellung aller Verfahrensvarianten keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Bei der Bilanzierung wurden zur Vervollständigung auf Basis der verwendeten Literaturquellen eigenständig weitergehende Berechnungen durchgeführt.

3.3 Ökobilanzielle Betrachtung

Bereits in der Vergangenheit wurden Studien zur Bewertung der Hochwertigkeit von Verwertungsverfahren für Bioabfälle durchgeführt [Knappe et al. 2019 und Knappe et al. 2012]. Insbesondere die Vorgängerstudie von [Knappe et al. 2019] „Ermittlung von Kriterien für eine hochwertige Verwertung von Bioabfällen und Ermittlung von Anforderungen an den Anlagenbestand“ wird als Grundlage für die weitere Entwicklung der Kriterien herangezogen. Danach werden nach den Vorgaben des KrWG wie auch in [Knappe et al. 2019] folgende Punkte betrachtet:

1. die zu erwartenden Emissionen,
2. das Maß der Schonung der natürlichen Ressourcen,
3. die einzusetzende und zu gewinnende Energie sowie
4. die Anreicherung von Schadstoffen in Erzeugnissen, in Abfällen zur Verwertung oder in daraus gewonnenen Erzeugnissen.

Aus diesen Punkten werden die entsprechenden quantifizierbaren Kriterien bzw. Wirkungskategorien abgeleitet.

3.3.1 Wirkungskategorien und Indikatoren

Entsprechend des Ansatzes von [Knappe et al. 2019] werden die zu erwartenden Emissionen Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O) im Kriterium **Klimaänderung** (Klimawandel) betrachtet. Die Klimaänderung wird über das Treibhausgaspotenzial (GWP) bestimmt. Die Berechnung des

Treibhauspotenzials (GWP) in Form von CO₂-Äquivalenten (CO₂-eq) wird allgemein anerkannt. Zur Auswertung des GWP werden die einzelnen Treibhausgase aus dem Sachbilanzergebnis entsprechend ihrer Klimawirksamkeit in CO₂-Äquivalente zusammengefasst. Die Berechnung erfolgt mit der Folgenabschätzungsmethode [ReCiPe 2016].

Zudem werden wie in [Knappe et al. 2019] aus den zu erwartenden Emissionen Stickstoffoxid (NOX) und Ammoniak (NH₃) die Kriterien Versauerung und Eutrophierung sowie aus Emissionen, in Form von flüchtigen organischen Verbindungen ohne Methan (NMVOC³) und NOX, das Kriterium Photooxidantienbildung abgeleitet.

Verantwortlich für die **Versauerung** sind die Emissionen säurebildender Verbindungen. Die Berechnung erfolgt in Form von Säurebildungspotenzialen (AP). Die Emissionen von Säurebildnern werden in Schwefeldioxid (SO₂)-Äquivalenten mit [ReCiPe 2016] zusammengefasst.

Die **Eutrophierung** steht für eine Nährstoffzufuhr im Übermaß in Flüssen Seen und im Meer. Das Eutrophierungspotenzial (EP) von Nährstoffemissionen wird hierbei durch die Aggregation von relevanten Emissionen in Phosphor (P)-Äquivalenten mit [ReCiPe 2016] ermittelt.

Die Kategorie **Photooxidantienbildung** betrachtet die Emission von Stoffen, die eine Bildung von Ozon in Bodennähe begünstigen. Hierzu zählen Kohlenwasserstoffe wie NMVOC, aber auch Stickstoffoxide haben eine Wirkung. Diese Art von Emissionen wird in nennenswertem Rahmen aus den Behandlungsanlagen emittiert, weshalb diese Kategorie betrachtet wird. Die relevanten Emissionen dieser Kategorie werden in NOx-Äquivalente umgerechnet und angegeben. Die Berechnung erfolgt ebenfalls mit [ReCiPe 2016].

Das **Maß der Schonung der natürlichen Ressourcen** wird im Kontext der Bioabfallverwertung von [Knappe et al. 2019] vor allem durch die Schonung von Phosphaterz und Torf bestimmt. Zusätzlich dazu werden in der vorliegenden Studie auch die Kriterien abiotischer Abbau fossiler und mineralischer Ressourcen betrachtet. Dazu werden die Wirkungskategorien Schonung Ressourcen fossil und elementar aus [ReCiPe 2016] herangezogen.

Die **einzusetzende und zu gewinnende Energie** wird wie in der Vorgängerstudie über die Primärenergie (fossiler Energieträger) abgebildet. Die Schonung bzw. der Verbrauch fossiler energetischer Ressourcen wird über den Indikator „kumulierter fossiler Energieaufwand“ (KEA fossil) ausgewiesen. KEA ist ein Maß für den gesamten Verbrauch an energetischen Ressourcen, die für die Bereitstellung eines Produktes oder einer Dienstleistung benötigt werden. Aufsummiert wird dabei der gesamte mit dem Energieverbrauch verbundene Ressourcenverbrauch. Für den fossilen KEA wird der Energieinhalt der verbrauchten oder „bereitgestellten“ fossilen Ressourcen Erdöl, Braunkohle, Steinkohle und Erdgas aufsummiert.

Zur Bewertung der **Anreicherung von Schadstoffen** haben [Knappe et al. 2019] die Einzelemissionen Cadmium und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) betrachtet. Als weitere Einzelemissionen werden in der vorliegenden Studie zusätzlich Uranemissionen betrachtet, welche vermieden werden können, wenn Phosphatdünger substituiert wird. Diese drei Einzelemissionen spielen nicht bei jedem Verfahren eine Rolle. In dem in der vorliegenden Studie untersuchten Fall, wird die Ausbringung von Cadmium und Uran durch die Nutzung der Produkte (Kompost / Dünger) als Substitut für Phosphatdünger vermieden. PAK-Emissionen wurden in der Vorgängerstudie bei Substitution von Rindenprodukten vermieden, die in dieser Studie in keinem Szenario betrachtet wird. In den bilanzierten Verfahren entstehen einzig bei der Hydrothermalen Carbonisierung sowie der

³ Non Methane Volatile Organic Compounds: ein Sammelbegriff für flüchtige organische Verbindungen ohne Methan (CH₄)

Pyrolyse PAK. Nur im letztgenannten Verfahren gelangen diese in den Boden, da eine bodenbezogene Verwertung im Fall von HTC-Kohle nicht erlaubt ist. HTC-Kohle wird in dieser Studie nur als Brennstoffersatz gesehen und entsprechend modelliert. Es existieren verschiedene Zertifikate, die den PAK-Gehalt adressieren. Biokohle aus der Pyrolyse wird hinsichtlich ihres PAK-Wertes untersucht um bestimmte Richtwerte (z. B. EBC) zu erfüllen. Eine bodenbezogene Nutzung wird bei der Modellierung unterstellt. Eine Abschätzung der Einbringung von PAK in den Boden wird im Ökobilanzkapitel der Pyrolyse durchgeführt.

Neben der Darstellung dieser Einzelemissionen soll auch deren Wirkung auf den Boden und dessen Ökosystem abgeschätzt werden. Dazu wird hier die Wirkungskategorie **terrestrische Ökotoxizität** genutzt. Die Elementarflüsse dieser Kategorie werden in 1,4-DCB⁴-Äquivalente umgerechnet und angegeben (mit [ReCiPe 2016]). Bei toxizitätsbezogenen Wirkungskategorien ist zu beachten, dass die Toxizitätswirkungen von Schadstoffen unterschiedlich und abhängig von Parametern, wie Konzentration, Art der Verteilung, chemischen Reaktionen, Persistenz in der Umwelt oder akutem oder genetischem Schädlichkeitspotenzial sind, was einen Vergleich der Schädlichkeit über die rein emittierten Mengen nicht zulässt. Die Interpretation der Ergebnisse dieser Wirkungskategorien muss entsprechend sehr sorgfältig und im Hinblick auf die einzelnen Sachbilanzergebnisse erfolgen.

Erfahrungsgemäß wirkt sich der konkrete Nutzen, der durch das konkrete Verfahren generiert werden kann, maßgeblich auf die Ergebnisse der ökologischen Bewertung aus. Bezüglich der Nutzung von Komposten wird eine Gutschrift für den enthaltenen Dünger aus [Bulach 2015] genutzt. Für die Bewertung des enthaltenen Kohlenstoffs wird die Gutschrift ebenfalls aus [Bulach 2015] genutzt, ohne die Strohverwertung zu übernehmen.

Ebenfalls aus den Vorgängerstudien wurden die bereits gesammelten und aus den genannten Veröffentlichungen verfügbaren Daten gesichtet und soweit möglich für die Bilanzierung verwendet. Datenlücken wurden identifiziert und durch Literaturwerte aus anderen Studien geschlossen.

3.3.2 Bewertung der Hochwertigkeit der Verwertungsverfahren

Die gesammelten Daten wurden in der Ökobilanzsoftware „openLCA“ unter Nutzung der Ökobilanzdatenbank „ecoinvent 3.4“ zu einem Stoffstrommodell zusammengefügt. Auf dieser Basis wurde die Wirkungsabschätzung mit den oben genannten Wirkungskategorien durchgeführt.

Auf Grundlage der Ergebnisse der Ökobilanz wird beispielhaft eine Hotspot-Analyse durchgeführt und auf Besonderheiten der übrigen Systeme hingewiesen. Dabei werden die Emissionsquellen der betrachteten Verfahren identifiziert, die den größten Einfluss auf die Ergebnisse der verschiedenen Wirkungskategorien haben.

Zusätzlich werden die Indikatorergebnisse nach der UBA-Methode zusammengefasst, um für die verschiedenen Verfahren eine Rangfolge bilden zu können.

Um die Untersuchungsergebnisse aus der ökobilanziellen Betrachtung einordnen zu können, wurden diese den klassischen Bioabfallverwertungsverfahren (Kompostierung, Vergärung) gegenübergestellt. Der Input zur Bilanzierung dieser Verfahren stammt aus [Bulach 2015] (in der Vorläuferstudie waren nur Ergebnisse, aber keine Daten zur Modellierung aufgeführt). Die Inputdaten zur Ökobilanzierung der einzelnen Verfahren finden sich im Anhang.

⁴ 1,4-Dichlorbenzol/ Paradichlorbenzol

3.4 Entwicklung von Handlungsempfehlungen und Anforderungen an die Eigenverwertung und -kompostierung

Bei der flächendeckenden Einführung der getrennten Erfassung von in Haushalten anfallendem Biogut mittels Anschluss- und Benutzungszwang wird den Haushalten in vielen Landkreisen und Städten eine Befreiung eingeräumt, sofern eine Eigenkompostierung und Eigenverwertung im eigenen Garten erfolgt.

Diese Befreiung wird oftmals entweder gar nicht oder nur mit bedingt nachprüfbareren Kriterien des Ressourcen-, Klima- und Bodenschutzes verbunden [Krause et al. 2014]. Darüber hinaus mangelt es an der Kontrolle dieser Kriterien durch die zuständigen öRE. In verschiedenen Entsorgungsgebieten im Freistaat Sachsen kann auf Basis der vorhandenen Gartenflächen auf der einen und dem zu erwartenden Abfallaufkommen auf der anderen Seite, von einer Überdüngung insbesondere kleinerer Gartenflächen ausgegangen werden. [Wagner et al. 2017]

Zur Vermeidung von Überdüngung und der daraus resultierenden Grundwasserverunreinigung aufgrund der nicht sachgerechten Eigenkompostierung und -verwertung, werden in der vorliegenden Studie die Empfehlungen und erforderlichen Anforderungen an die sachgerechte bodenbezogene Eigenverwertung (Eigenkompostierung) in privaten Haushalten untersucht und aktualisierte Anforderungen hinsichtlich sachgerechter und emissionsarmer Bioabfallbehandlung und Flächenausstattung formuliert. Diese Anforderungen sind an die Eigenkompostierung und anschließende -verwertung der Komposte auf dem eigenen Grundstück zu stellen.

4 Anderweitige hochwertige Verwertungsverfahren

Die Verwertung von Bioabfällen nach Anlage 1 der Bioabfallverordnung erfolgt in Deutschland derzeit maßgeblich durch Kompostierungs- und Vergärungsverfahren sowie deren Kombination. In den nachfolgenden Verfahrenssteckbriefen werden die in Tabelle 2 aufgeführten Verfahren, welche aus der Verfahrensauswahl (3.1) als potenzielle anderweitige hochwertige Verfahren hervorgegangen sind, näher beschrieben.

Die dargestellten Verfahren eignen sich für unterschiedliche Inputstoffe. Die „Umesterung“ und das „HEFA-Verfahren“ sind für den Einsatz von fett- und ölreichen Inputstoffen entwickelte Verfahren, die bisher hauptsächlich zur Verarbeitung von Pflanzenölen und zum Teil zur Verwertung von Altspeiseölen und -fetten genutzt werden. Die Pyrolyse wird in größerem Maßstab vorwiegend für die Verwertung holziger Biomassen eingesetzt. Die übrigen im Folgenden erläuterten Verfahren (HTC, HTV, Milchsäurefermentation, ABE-Fermentation, Soldatenfliegenlarve) wurden in der Vergangenheit unter anderem mit Biomassen betrieben, deren Zusammensetzung näherungsweise der von getrennt erfasstem haushaltsnahen Bioabfall entspricht (bioabfallähnliche Biomasse). Es ist daher davon auszugehen, dass die entsprechende Behandlung von getrennt erfassten Bioabfällen zu ähnlichen Ergebnissen (Produktausbeuten, Energieverbräuchen etc.) führen würde. Details zu den Inputstoffen der einzelnen Verfahren können den jeweiligen Steckbriefen entnommen werden.

Vorab wird darauf hingewiesen, dass insbesondere die Outputzusammensetzung und -qualität der beschriebenen Verfahren maßgeblich von den Eigenschaften der eingesetzten Inputstoffe sowie den letztendlichen Prozessbedingungen in den einzelnen Verfahrensschritten abhängig sind. Innerhalb der Verfahrenssteckbriefe wird in der Verfahrensbeschreibung und den Grundfließbildern zunächst darauf abgezielt, die Bandbreite der einzelnen Verfahren aufzuzeigen. Anschließend werden in den Verfahrensfließbildern sowie den nachfolgenden Ausführungen zu Massenbilanz und Anlagenkomponenten tatsächliche Verfahrensausführungen, zu denen Betriebsdaten vorlagen, als Beispiele dargestellt.

4.1 Hydrothermale Carbonisierung (HTC)

Verfahrenssteckbrief

Verfahrensbeschreibung

Die hydrothermale Carbonisierung (HTC) ist ein Verfahren zur thermo-chemischen Umsetzung von Biomasse in einer wässrigen Suspension bei 180 – 230 °C und Drücken von 15 – 60 bar [Weber 2016]. Wesentliches Ziel des Prozesses ist die Überführung der Biomasse in eine Biokohle, die als HTC-Kohle bezeichnet wird. Die HTC-Kohle kann aufgrund ihrer braunkohleähnlichen Brennstoffeigenschaften als Substitut für (fossile) Energieträger eingesetzt werden. Aufgrund der physikalisch-chemischen Eigenschaften der HTC-Kohle eignet sich die HTC auch zur stofflichen Verwertung von Biomasse in Form von funktionellen Kohlenstoffmaterialien (z. B. Aktivkohle), als Rohstoff für die chemische Industrie, Kohlenstoff-Additiv oder als Bodenverbesserer [DBFZ 2016]. Letzteres wird in der Forschung aufgrund mangelnder Erkenntnisse, insbesondere zu den langfristigen Umweltwirkungen (Schadstoffmobilisation, Emissionsveränderung etc.) kritisch diskutiert [Rosar et al. 2016]. Neben der HTC-Kohle entsteht bei der hydrothermalen Carbonisierung, trotz der Rückführung

von Teilen des Prozesswassers, außerdem auch ein stark organisch belastetes Abwasser. [Kaltschmitt 2016]

Es existieren verschiedene Verfahren zur hydrothermalen Carbonisierung, die sich in der Betriebsweise, dem Reaktordesign und dem Wärmemanagement voneinander unterscheiden. Die meisten HTC-Anlagen sind modular aufgebaut, sodass die Anlagenkapazität durch die Erweiterung um Module ohne Probleme erhöht werden kann. Das Verfahren ist aufgrund der hydrothermalen Reaktionsbedingungen insbesondere zur Verwertung von Biomassen mit hohen Wassergehalten (z. B. Gülle, Pferdemist, Gärreste, Speisereste, Grünschnitt, Biotreber und Bioabfall) geeignet [Kaltschmitt 2016].

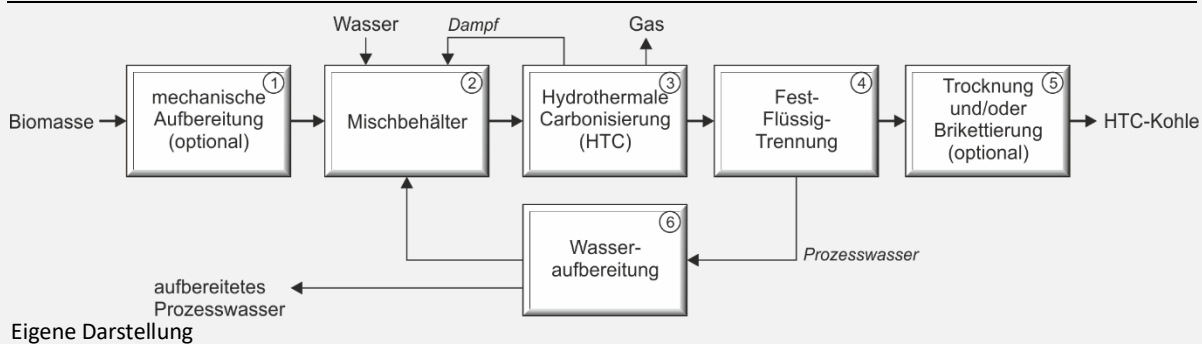
Das HTC-Verfahren beginnt mit der Vermischung von meist zuvor mechanisch aufbereiteter Biomasse und Wasser in einem Mischbehälter. Unter Zufuhr von rezykliertem Prozess-Dampf wird das Gemisch im Mischbehälter erhitzt und anschließend in einen unter Überdruck stehenden HTC-Reaktor gepumpt. Die Herstellung der Prozessbedingungen für die HTC (Hitze, Überdruck) stellen neben der Trocknung des Produktes die energieintensivste Prozessstufe dar. Durch die weitere Zuführung von Dampf in den HTC-Reaktor werden die gewünschten Reaktionstemperaturen eingestellt. Nach Ende der Verweilzeit, die abhängig vom Verfahren zwischen 0,2 – 16,0 Stunden liegen kann, wird das Gemisch in einen Entspannungsbehälter abgelassen, wo der Dampf abgeschieden und zur Erwärmung des Input-Materials in den Mischbehälter rezykliert wird. Der Kohleschlamm aus dem Entspannungsbehälter wird mittels Wärmetauscher abgekühlt und anschließend über eine Filterpresse entwässert. Das Retentat kann als Prozesswasser teilweise (Umfang sind von der Prozessführung und dem Inputstoff abhängig) rückgeführt und zur Herstellung des Biomasse-Wasser-Gemisches genutzt werden. Das verbleibende Prozesswasser wird aus dem Prozess ausgeschleust. Es weist hohe BSB- und CSB-Werte auf und bedarf einer aufwändigen Aufbereitung bevor es z. B. als Abwasser eingeleitet werden kann [Kopinke et al. 2012]. Aufgrund des hohen Anfalls an Prozesswasser stellt der technisch und wirtschaftliche sinnvolle Umgang mit dem Prozesswasser eine große Herausforderung für die Etablierung des Verfahrens dar. In den letzten Jahren wurden aus diesem Grund die Anstrengungen zur Biogasgewinnung aus dem Prozesswasser als Möglichkeit zur zusätzlichen Wertschöpfung intensiviert.

Das feuchte Filtrat wird unter anteiliger Nutzung der Prozess-Wärme getrocknet und gegebenenfalls mechanisch zu fertiger HTC-Kohle aufbereitet. Aufgrund der Porosität lässt sich HTC-Kohle deutlich besser trocknen als das Ausgangssubstrat, so dass der Energiebedarf zur Trocknung im Vergleich deutlich reduziert werden kann.

Durch die HTC entstehen zwei Arten von Kohle, die sich chemisch und physikalisch voneinander unterscheiden. Der primäre Koks entsteht bei der Dehydratisierung und Decarboxylierung von Biomassebestandteilen (z. B. Glucose, Stärke, Glycerin). Primärer Koks findet als Festbrennstoff oder Bodenverbesserer Verwendung. Sekundärer Koks entsteht hingegen durch die Polymerisation der zuvor hydrolysierten Bestandteile der Biomasse. Aufgrund der Unterschiede in ihrer Morphologie und Struktur eignet sich der sekundäre Koks zur Verwendung in Industrieruß, Elektroden, als Adsorbens aber auch als Festbrennstoff. [Kaltschmitt 2016]

Die Gasphase, die bei der hydrothermalen Carbonisierung entsteht, wird in der Literatur häufig vernachlässigt, da sie insbesondere im Hinblick auf den Verbleib des Kohlenstoffs nur eine untergeordnete Rolle spielt. Hauptbestandteile der Gasphase sind Wasserstoff, Kohlenstoffdioxid, Methan und Kohlenstoffmonoxid. [Haubold-Rosar et al. 2016]

Abbildung 4: Grundfließbild der Hydrothermalen Carbonisierung



Entwicklungsstand

Bereits 1933 konnte die Erzeugung von kohleähnlichen Festbrennstoffen unter hydrothermalen Bedingungen nachgewiesen werden. Mittlerweile existieren in mehreren Industrieländern (u. a. Japan, USA, Deutschland) Anlagen zur hydrothermalen Carbonisierung. Neben Anlagen im Labormaßstab verfügen die größten Anlagen derzeit über theoretische Jahreskapazitäten von rund 10.000 Mg, die i. d. R. jedoch nicht erreicht werden [Kaltschmitt 2016]. Nach aktuellem Kenntnisstand wird keine der Anlagen in Deutschland ganzjährig durchgehend betrieben, sodass über die Stillstandzeiten von HTC-Anlagen im kontinuierlichen Betrieb bisher keine verlässlichen Aussagen getroffen werden können. Die existierenden Anlagen bestehen meist lediglich aus Einheiten zur Carbonisierung und zur Entwässerung ohne Behandlung der entstehenden Abwässer und Abluft [Quicker et al. 2017].

Anlagenbestand (Auszug)

Firma	Standort	Betriebsweise	Inbetriebnahme	Kapazität
HTCycle	Relzow, Deutschland	Batch	2017	- Mg/a
Carbon Solutions*	Teltow, Deutschland	kontinuierlich	2010	10.000 Mg/a
SmartCarbon*	Jettingen, Deutschland	Multi-Batch	-	1.000 Mg/a
Artec	Halle-Lochau	kontinuierlich	2011	1 Mg/h
SunCoal	Ludwigsfelde, Deutschland	Multi-Batch	2008	0,2 Mg/h
Ingelia S.L	Valencia, Spanien	kontinuierlich	2010	0,8 Mg/h

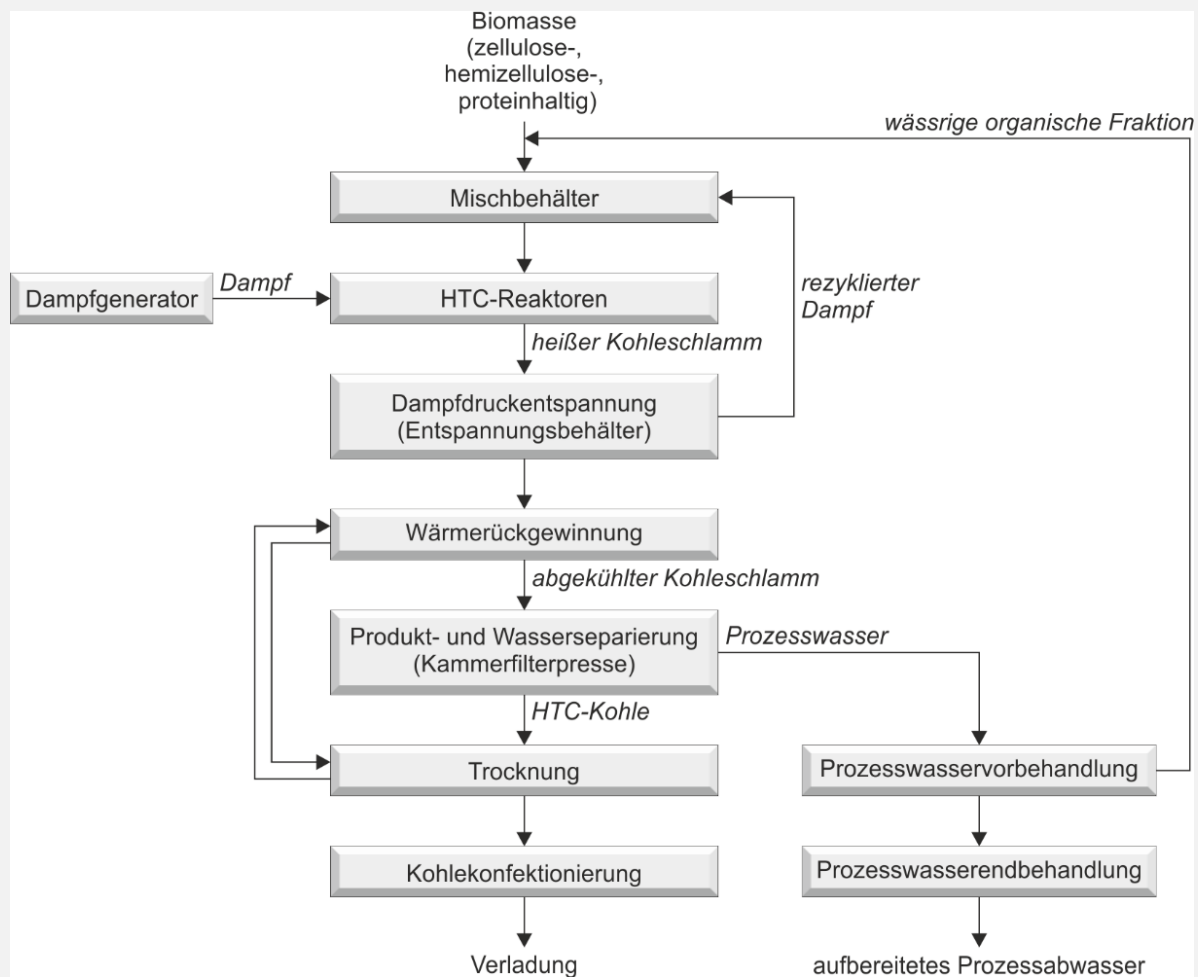
*Anlage nicht mehr in Betrieb

Verfahrensfließbild

Die oben genannten HTC-Anlagen unterscheiden sich im Hinblick auf Wärmemanagement, Reaktordesign und Betriebsweise (kontinuierlicher, Batch, Multi-Batch Betrieb) voneinander. In Abbildung 5 ist ein vereinfachtes Verfahrensfließbild der Anlage der AVA-CO₂ (nicht mehr

in Betrieb) dargestellt. In dieser Anlage werden ein Großteil des Dampfes aus den Entspannungsbehältern sowie ein Teil des Prozesswassers aus der Fest-Flüssig-Trennung rezykliert.

Abbildung 5: Vereinfachtes Prozessschema des HTC-Verfahrens von AVA-CO2

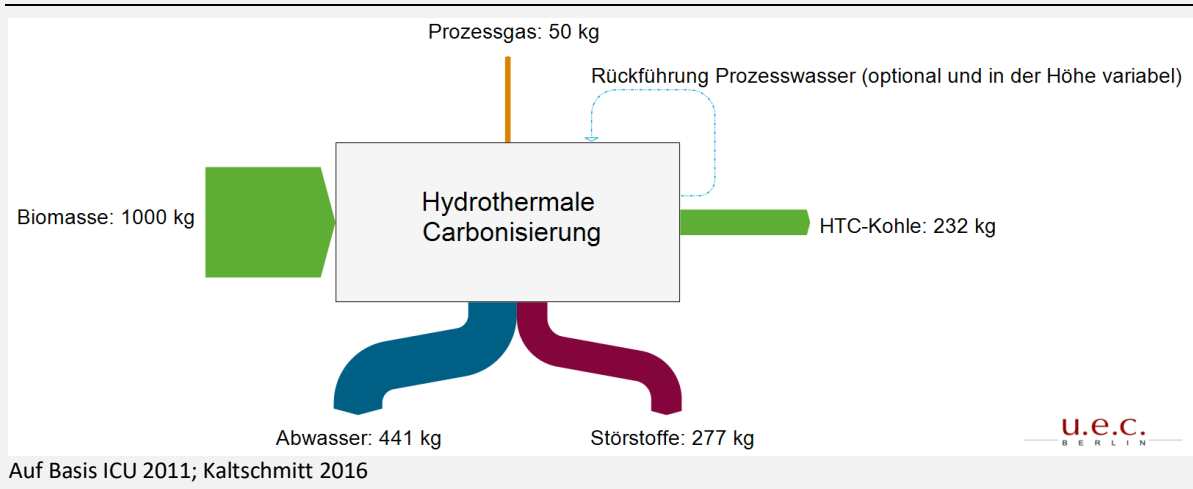


Eigene Darstellung auf Basis von Kaltschmitt 2016

Massenbilanz

Die Massenbilanz der HTC ist maßgeblich von der eingesetzten Biomasse und den Reaktionsbedingungen im HTC-Reaktor sowie der nachgeschalteten Aufbereitungsprozessen abhängig. Eine exemplarische Massenbilanz für die HTC einer Biomasse mit einem Wassergehalt von 40 Ma.-% ist in Abbildung 6 dargestellt. Der große Anteil an CSB-haltigem Prozesswasser stellt eine der größten Herausforderungen für den Betrieb einer HTC-Anlage dar. Eine Rückführung ist zwar teilweise möglich. Hierbei ist jedoch die Anreicherung bspw. von Salzen ein Problem.

Abbildung 6: Vereinfachte Massenbilanz einer HTC-Anlage bei dem Einsatz von Biomasse (Wassergehalt der Biomasse 40 Ma.-%)



Anlagenkomponenten

- | | |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <ul style="list-style-type: none"> • Dosiereinheit • Störstoffsieb (optional) • Zerkleinerer (optional) • Mischbehälter • HTC-Reaktor(en) | <ul style="list-style-type: none"> • Dampfdruckentspannungsbehälter • Filterpresse • Trockner (optional) • Pelletierpresse (optional) • Membrananlage (optional) |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|

Verfahrenskennwerte

Technische Parameter	Einheit	Wert
Temperatur	°C	180 – 230
Druck	bar	15 – 60
Verweilzeit im Reaktor	h	0,2 – 16
Energiewiederfindungsrate HTC-Kohle	% des Inputs	50 – 90
Kohlenstoffwiederfindungsrate		
HTC-Kohle	% des Inputs	62 – 78
Prozessabwasser	% des Inputs	17 – 31
Gasphase	% des Inputs	4 – 9

Wirtschaftliche Parameter

Bei niedrigeren Inertstoffanteilen sinken die Behandlungskosten der HTC aufgrund des reduzierten Aufbereitungsaufwands. Gleiches gilt bei höheren oTS-Gehalten der Feuchtmasse, die zu einer erhöhten Brennstoffausbeute führen. Die Aufbereitungskosten für das HTC-Verfahren liegen abhängig von diesen Parametern bei 10 – 30 €/Mg [ICU 2011].

Literaturverzeichnis

Kürzel	Literaturnachweis
[DBFZ 2016]	Thrän D., Pfeiffer D., Klemm M. (2016): Hydrothermale Prozesse – Veredlung wasserreicher, biogener Stoffströme. 1. Auflage, DBFZ GmbH.
[Haubold-Rosar et al. 2016]	Haubold-Rosar M., Heinkele T., Rademacher A., Kern J., Dicke C., Funke A., Germer S., Karagöz Y., Lanza G., Libra J., Meyer-Aurich A., Mumme J., Theobald A., Rinhol J., Neubauer Y., Medick J., Teichmann I. (2016): Chancen und Risiken des Einsatzes von Biokohle und anderer „veränderter“ Biomasse als Bodenhilfsstoffe oder für die C-Sequestrierung in Böden. Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e. V., Leibniz-Institut für Agrartechnik, Förderverband Humus e. V., Technische Universität Berlin. Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung e. V. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. FKZ 3712 71 222, Januar 2016.
[ICU 2011]	Wiegel U., März R. (2011): Hochwertige und klimaschonende Verwertung von Mähgut und Laub im Land Berlin – Endbericht. 1. Auflage, ICU (Ingenieurconsulting Umwelt und Bau), Berlin, 2011.
[Kaltschmitt 2016]	Kaltschmitt M., Hartmann H., Hofbauer H. (2016): Energie aus Biomasse – Grundlagen, Techniken und Verfahren. 3. Auflage, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, Kapitel 15.
[Quicker et al. 2017]	Quicker P., Neuerburg F., Noel Y., Huras A., Eyssen R., Seifer H., Vehlow J., Thomé-Kozmiensky K. (2017): Sachstand zu den alternativen Verfahren für die thermische Entsorgung von Abfällen. Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen, Lehr- und Forschungsgebiet Technologie der Energierohstoffe (TEER). Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Projektnummer 29217, März 2017.
[Weber 2016]	Weber K., Quicker P. (2016): Biokohle – Herstellung, Eigenschaften und Verwendung von Biomassekarbonisaten. 1. Auflage, Springer-Verlag, Wiesbaden, Kapitel 3.

4.2 Pyrolyse

Verfahrenssteckbrief

Verfahrensbeschreibung

Bei der Pyrolyse von Biomasse wird die enthaltene organische Substanz thermo-chemisch zu kohleartigen Feststoffen (Karbonisat) umgesetzt. Dieser Prozess zur thermischen Abspaltung von Wasser, Kohlendioxid, Kohlenmonoxid und flüchtigen organischen Substanzen (z. B. Essigsäure, Methanol) findet in einem Temperaturbereich von 200 – 600 °C und unter Ausschluss von Sauerstoff (Luftzahl $\lambda = 0$) statt. Als Inputstoffe für die Pyrolyse werden bisher meist holzige Biomassen verwendet, aber auch die Pyrolyse von Altreifen, Siebresten und Schlachtabfällen wurde bereits erprobt [Pohl & Quicker 2018; Quicker et al. 2017]. Sofern im Pyrolyseprozess Biomasse mit einem hohen Wassergehalt eingesetzt werden soll, wird diese häufig vor dem Prozess getrocknet.

Neben dem Karbonisat entstehen durch die pyrolytische Umsetzung von Biomasse auch eine oder mehrere flüssige Phasen (Teere/Pyrolyseöle) sowie eine Gasphase. Dabei können die flüssigen Phasen ein- oder mehrstufig aus der Gasphase kondensiert werden. Die in der Gasphase ebenfalls enthaltenen Teere können zu einem sekundären Karbonisat mit erhöhtem Heizwert und geringem Anteil an flüchtigen Komponenten polymerisieren. Zum Teil kommt es durch die Prozessführung und Kondensation zu Teer- und Ölablagerungen im Reaktorraum, die regelmäßige Reinigungs- und Wartungsarbeiten erfordern und entsprechenden Auswirkungen auf die Verfügbarkeit der Anlagen haben [Quicker et al. 2017]. Die Menge und Zusammensetzung der Produktströme ist dabei maßgeblich von der Verweilzeit im Reaktor, der Temperatur bzw. der Aufheizrate und der Art der eingesetzten Biomasse abhängig. Anhand der genannten Parameter kann die Pyrolyse in die vier Untergruppen Flash-Pyrolyse, mittelschnelle Pyrolyse, Verkohlung und Torrefizierung unterteilt werden. [Weber 2016; Kaltschmitt 2016]

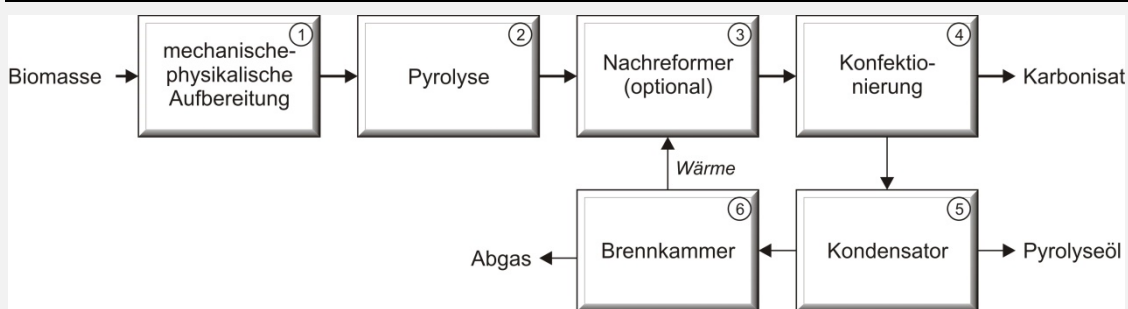
Die Flash-Pyrolyse zeichnet sich durch schnelle Aufheizraten von $> 1.000 \text{ °C/s}$ bei Reaktortemperaturen von 450 – 600 °C, kurzen Heißgasverweilzeiten von $< 3 \text{ s}$ sowie durch eine schnelle Abkühlung des Pyrolysegases aus. Die Flash-Pyrolyse zielt auf die Maximierung der Ausbeute von Pyrolyseölen ab. Die Pyrolyseöle sind Mischungen aus verschiedenen Stoffgruppen und bestehen u. a. aus Alkoholen, Furanen, Aldehyden, Phenolen sowie organischen Säuren und können energetisch (z. B. als Ersatz für schweres Heizöl) und stofflich (z. B. als Bindemittel für Spanplatten oder Tenside) genutzt werden. Außerdem können sie u. a. in der Lebensmittelindustrie als so genannter „Liquid Smoke“ (Raucharoma) sowie nach einer Umsetzung mit stickstoffhaltigen Verbindungen als Langzeitdünger in der Agrarwirtschaft eingesetzt werden. Durch ihren hohen Gehalt an Phenolen können sie außerdem für die Herstellung von Phenol-Formaldehyd-Harzen verwendet werden. [Weber 2016; Kaltschmitt 2016]

Die mittelschnelle oder auch intermediäre Pyrolyse liegt verfahrenstechnisch zwischen der Flash- und der langsamen Pyrolyse. Die Aufheizraten liegen hier bei ca. 200 – 300 °C pro Minute bei Reaktortemperaturen von 450 – 600 °C und Heizgasverweilzeiten von bis zu 10 – 30 s. Die mittelschnelle Pyrolyse dient ebenso wie die Flash-Pyrolyse der Erhöhung der Ausbeute von Pyrolyseölen. [Weber 2016; Kaltschmitt 2016]

Die Verkohlung (vollständige langsame Pyrolyse) arbeitet bei Temperaturen oberhalb von 500 °C und mit langen Reaktorverweilzeiten von bis zu 12 d. Das Zielprodukt dieser Pyrolyseform ist Biomassekoks (Holzkohle). [Weber 2016; Kaltschmitt 2016]

Die Torrefizierung (unvollständige langsame Pyrolyse) verwendet ein niedrigeres Temperaturniveau von 200 – 300 °C, bei geringen Aufheizraten von < 50 °C pro Minute und kurzen Reaktorverweilzeiten von 10 – 60 Minuten. Durch die Kombination dieser Verfahrensparameter kann ein Festbrennstoff mit braunkohleähnlichen Eigenschaften, hydrophober Oberfläche und guter Mahlbarkeit erzeugt werden. Dieser ist somit gut lagerfähig und kann für die Substitution fossiler Brennstoffe eingesetzt werden. [Weber 2016; Kaltschmitt 2016]

Abbildung 7: Grundfließbild des Pyrolyse-Verfahrens



Eigene Darstellung

Entwicklungsstand

Der Prozess der langsamen Pyrolyse zur Herstellung von Bio- bzw. Holzkohle aus holziger bzw. Lignin-haltiger Biomasse findet bereits seit Jahrtausenden Anwendung und wird auch heute noch im kommerziellen Maßstab eingesetzt. Hingegen werden die Flash-Pyrolyse sowie Abwandlungen dieser Verfahrensvariante, z. B. die mittelschnelle Pyrolyse, erst seit ca. 30 Jahren erforscht und weiterentwickelt. Die entwickelten Verfahren, die auf der Flash-Pyrolyse basieren, befinden sich heute größtenteils noch in der Pilot- oder Demophase. Für Pflanzenkohle aus Biomasse existiert mittlerweile die Möglichkeit zur Zertifizierung durch das European Biochar Certificate (EBC), welches Anforderungen an Input, Prozessbedingungen und Eigenschaften der erzeugten Pyrolysekohle formuliert.

Anlagenbestand (Auszug)

Firma	Standort	Verfahren	Kapazität
proFagus GmbH ¹	Bodenfelde	Degussa (Verkohlung)	100.000 Mg/a
SynCraft Engineering GmbH ¹	Mehrere Standorte	Syncraft	5.400 Mg/a ² (Baugröße CW1800x2-1000)
Pyreg GmbH	Mehrere Standorte	Pyreg	1.400 Mg/a (je P500 Modul)
Carbon Terra GmbH	Wildpark Duttonstein	Schottdorf	2.000 Mg/a
BIOMACON GmbH	Mehrere Standorte	Pyrolyse	500 Mg/a (je 400 kW Modul)
ETIA S.A.S.	-	Biogreen®	-

¹ proFagus nutzt bisher ausschließlich Buchenholz als Input zur Erzeugung von Grillkohle; Syncraft verarbeitet bisher ausschließlich Waldhackgut

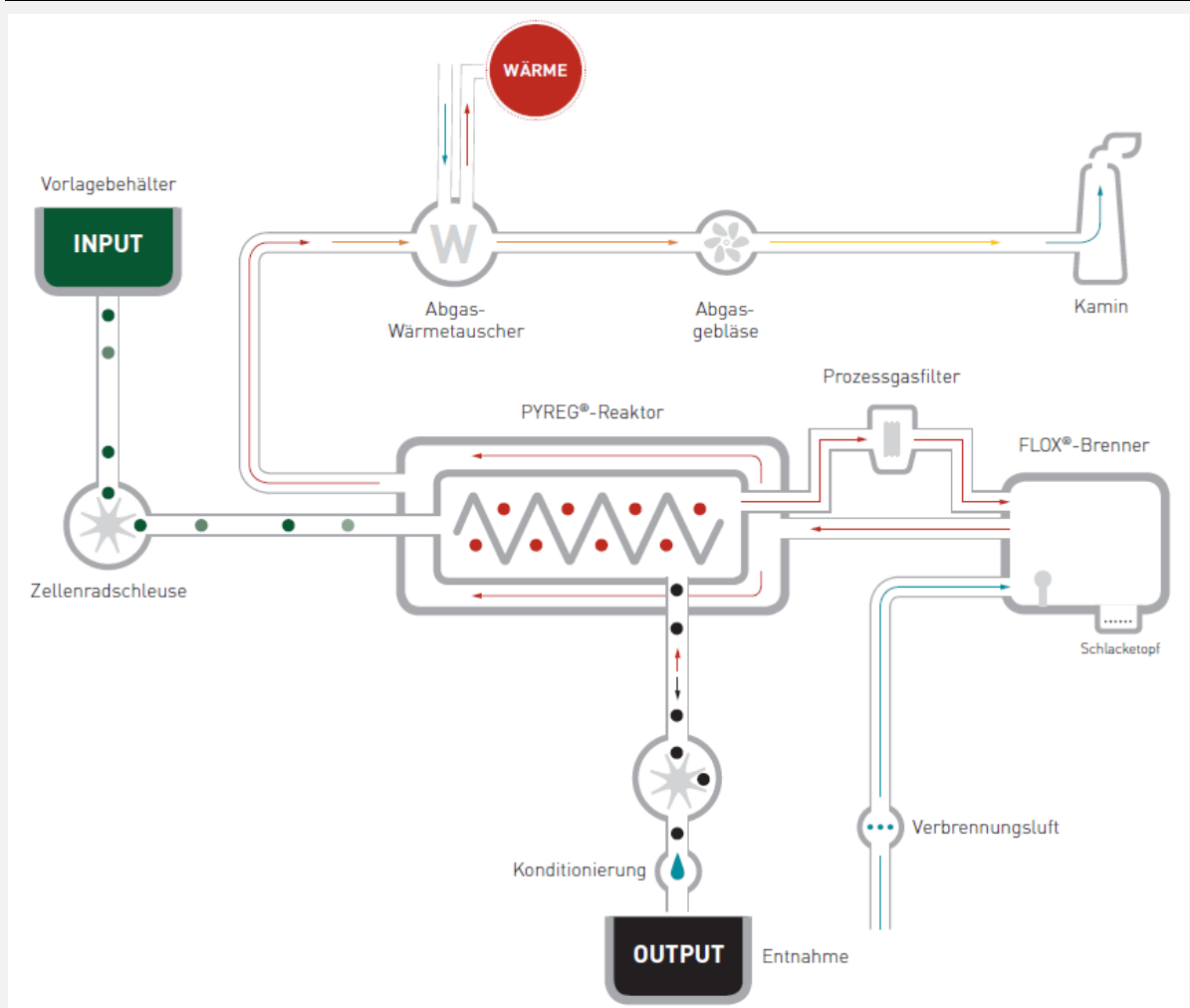
² abgeschätzt bei einer angenommenen Anlagenverfügbarkeit von 90 %

Verfahrensfließbild

Von den oben genannten Firmen betreibt lediglich die proFagus GmbH eine Anlage zur kommerziellen Herstellung von Holzkohle. Als Input-Material dient hierbei jedoch ausschließlich holzige Biomasse, die in einem konventionellen Pyrolyse-Verfahren zu Grillkohle und Heizbriketts umgesetzt wird.

Die Pyreg GmbH verfolgt einen innovativen Ansatz und nutzt die Pyrolyse in ihrem eigens entwickelten und patentierten Verfahren. Das Verfahren wird in kompakten Anlagen (Containerbauweise) implementiert, die sich durch eine dezentrale Einsetzbarkeit und den Einsatz verschiedener biogener Abfälle und Reststoffe (z. B. Grünschnitt, vorbehandelter Klärschlamm, Gärreste) als Inputmaterial auszeichnen. Durch die Verbrennung der Pyrolysegase erfolgt eine vollständige und stickoxidarme Verbrennung. Eine nachgeschaltete Abgasreinigung kann optional ergänzt werden, um auch beim Einsatz von Abfällen die Emissionsgrenzwerte der 17. BImSchV einzuhalten [Weber 2016]. Gegenwärtig bietet die Pyreg GmbH ihre Verfahren in Form von zwei verschiedenen Modulen mit einer Brennstoffleistung von 500 kW und 1500 kW an. Seit der Firmengründung 2008 konnten insgesamt rund 30 Module erfolgreich verkauft und in Betrieb genommen werden (Stand 2018).

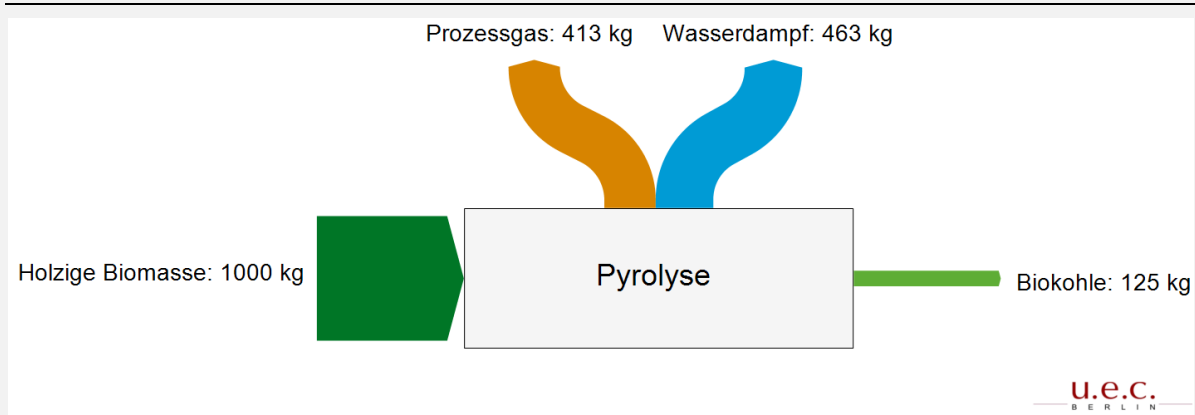
Abbildung 8: Vereinfachtes Prozessschema des Pyreg®-Verfahrens



Pyreg 2020

Massenbilanz

Abbildung 9: Vereinfachte Massenbilanz einer Pyrolyse-Anlage, WG des Inputmaterials < 50 %



Eigene Darstellung auf Basis von Pyreg 2009; Pyreg 2018

Anlagenkomponenten

<ul style="list-style-type: none"> • Zerkleinerer (optional) • Trockner (optional) • Vorlagebehälter • Pyrolyse-Reaktor • Nachreformer (optional) 	<ul style="list-style-type: none"> • Konfektionierung (optional) • Kondensator • Brennkammer • Wärmetauscher • Abgasreinigung (z. B. Staubabscheider, Nasswäscher, Aktivkohlefilter)
------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

Verfahrenskennwerte [Pyreg 2018]

Technische Parameter	Einheit	Wert
Temperatur	°C	500 – 700
Druck	bar	1
Verweilzeit im Reaktor	min	15 – 30
Karbonisat-Ausbeute	Ma.-%-v. Input _{TS}	25 ± 5
Kohlenstoffwiederfindungsrate		
Karbonisat	Ma.-%-v. Input	60
Gasphase	Ma.-%-v. Input	40
Brennstoffleistung	kW	500
Nutzbare Wärme	kW	150

Wirtschaftliche Parameter

Die Pyreg GmbH vertreibt ihre Anlage in Form von Modulen, bestehend aus dem Pyreg®-Reaktor, Brennkammer, Staubabscheider und Abgaswärmetauscher. Die Kosten für das Modul P500 mit einer Brennstoffleistung von 500 kW liegen bei ca. 330.000 €. Für die zusätzlich benötigte Peripherie ist von weiteren ca. 100.000 € auszugehen. [Dengel et al. 2016]

Das Verfahren ist darauf ausgelegt, aus Biomasse nach EBC zertifizierte und vermarktungsfähige Bio- bzw. Pflanzenkohle (EBC-Pflanzenkohle) zu erzeugen, um sich wirtschaftlich zu rentieren. Für eine ausreichend hohe Produktausbeute und Qualität muss das Inputmaterial daher entsprechende Anforderungen hinsichtlich Heizwert, TS-Gehalt und Partikelgröße erfüllen. Die Nachfrage nach EBC-Pflanzenkohle ist in den letzten Jahren deutlich gestiegen. Aktuell liegt der Marktpreis für EBC-Pflanzenkohle bei ca. 600 – 800 €/Mg [Pyreg 2018].

Im Falle der Behandlung von Klärschlamm kann mit dem Pyreg®-Verfahren – eine geeignete Klärschlammzusammensetzung und -beschaffenheit unterstellt – ein Dünger-Substrat mit 10 – 20 % pflanzenverfügbarem Phosphor erzeugt werden.

Literaturverzeichnis

Kürzel	Literaturnachweis
[CarbonTerra 2018]	Carbon Terra GmbH: Energiebilanz, online abrufbar unter https://www.carbon-terra.eu/de/schottdorf-meiler/energiebilanz , letzter Zugriff: 27.09.2018.
[Dengel et al. 2016]	Dr. Dengel A., Dr. Groß B., Außendorf Y. (2016): Thermische Nutzung von getrocknetem Gärrest. 14. Symposium Energieinnovation. Graz, Österreich.
[Kaltschmitt 2016]	Kaltschmitt M., Hartmann H., Hofbauer H. (2016): Energie aus Biomasse – Grundlagen, Techniken und Verfahren. 3. Auflage, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Kapitel 14.
[Pohl und Quicker 2018]	Pohl M., Quicker P. (2018): Evaluation neuer Entwicklungen bei alternativen thermischen Abfallbehandlungsanlagen mit dem Schwerpunkt Verölungsverfahren. ENVERUM – Ingenieurgesellschaft für Energie- und Umweltverfahrenstechnik und Ingenieurbüro Qonversion. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, Projektnummer 82615. September 2018.
[Pyreg 2009]	Pyreg GmbH: Dezentrale CO2-negative energetische Verwertung von land- und forstwirtschaftlichen Produktionsreststoffen. Forschungsverbund PYREG-Reaktor „Schliessung von Stoffkreisläufen“, Umweltbundesamt Dessau, 19-20.11.2009. Pyreg GmbH.
[Pyreg 2018]	PYREG GmbH: Das PYREG-Verfahren, online abrufbar unter http://www.pyreg.de/wp-content/uploads/2018-05-BM-Verfahren-DE.pdf , letzter Zugriff: 07.09.2018.
[Pyreg 2020]	PYREG GmbH: Broschüre Biomasse, online abrufbar unter https://www.pyreg.de/wp-content/uploads/2020_pyreg_brochure_biomasse_DE.pdf , letzter Zugriff: 21.10.2020.
[Quicker et al. 2017]	Quicker P., Neuerburg F., Noel Y., Huras A., Eyssen R., Seifer H., Vehlou J., Thomé-Kozmiensky K. (2017): Sachstand zu den alternativen Verfahren für die thermische Entsorgung von Abfällen. Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen, Lehr- und Forschungsgebiet Technologie der Energierohstoffe (TEER). Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Projektnummer 29217, März 2017.

[TerraBoGa 2015]

Terytze K., Wagner R., Schatten R., Rößler K., König N. (2015): Endbericht der Freien Universität Berlin zum Forschungsvorhaben „Schließung von Kreisläufen durch Energie- und Stoffstrommanagement bei Nutzung der Terra-Preta-Technologie im Botanischen Garten im Hinblick auf Ressourceneffizienz und Klimaschutz – Modellprojekt Urban Farming“ (TerraBoGa), Berlin.

[Weber 2016]

Weber K., Quicker P. (2016): Biokohle – Herstellung, Eigenschaften und Verwendung von Biomassekarbonisaten. 1. Auflage, Springer-Verlag, Wiesbaden, Kapitel 2.

4.3 Hydrothermale Verflüssigung (HTV)

Verfahrenssteckbrief

Verfahrensbeschreibung

Die Verfahren zur hydrothermalen Verflüssigung (HTV) sind ursprünglich aus den Kohleverflüssigungsverfahren hervorgegangen, sind aber auch insbesondere für andere Biomassen mit hohen Wassergehalten geeignet. Die thermo-chemische Umsetzung von Biomasse findet bei der HTV in einer wässrigen Suspension zwischen 250 – 350 °C und Drücken von 150 – 240 bar statt [Weber 2016]. Das wesentliche Ziel der HTV ist die Umwandlung der Biomasse in ein flüssiges, energiereiches Öl, welches als lagerfähiger Flüssigkraftstoff thermisch genutzt werden kann. Die Ölausbeute sowie die Anteile von gasförmigen und festen Reaktionsprodukten hängen von den gewählten Biomassesubstraten sowie den eingestellten Prozessparametern ab. Als Inputstoffe für die HTV wurden in der Vergangenheit u. a. Holzmehl, Holzschnitzel, Zuckerrübenschnitzel, Schweinegülle sowie eine Vielzahl pflanzlicher Substrate verwendet [Toor 2010; Gollakota 2018]. Zur Anwendung in Kraftfahrzeugen bedarf es einer Aufbereitung des HTV-Öls. Um diesen Aufbereitungsaufwand zu minimieren wird das HTV-Öl häufig in Form eines „Drop-in Fuel“ weiterverarbeitet.

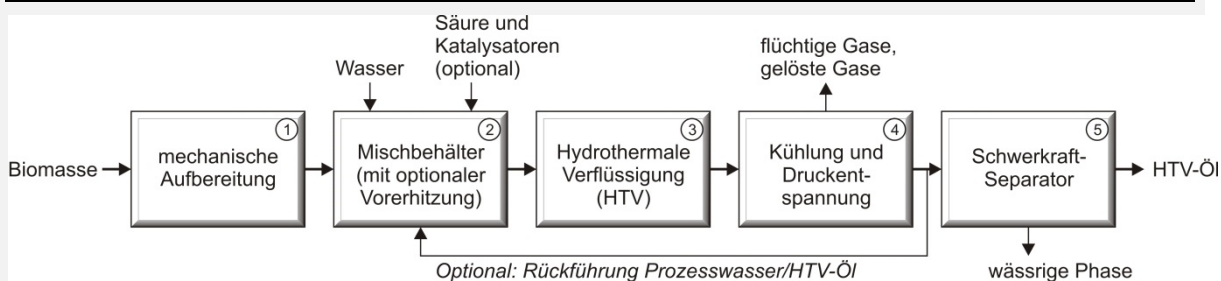
Bei der HTV wird die umzusetzende Biomasse zunächst mit Wasser zu einem Biomassebrei vermischt. Anschließend wird das Gemisch erhitzt und unter Druck in einen Reaktor gepumpt, in dem es bei 250 – 350 °C innerhalb von 5 – 20 Minuten verflüssigt wird. Bei der Abkühlung werden aus dem Produktgemisch unter Druck zunächst flüchtige Gase abgetrennt, bevor nach einer Entspannung auch die gelösten Gase abgeschieden werden können.

Die produzierte Flüssigphase besteht aus einem wässrigen Teil und dem unaufbereiteten Produktöl, das auch als Biocrude bezeichnet wird. Sie wird in einigen Verfahren rezykliert, erneut erhitzt und mit frischem Inputmaterial vermischt. In der Regel werden jedoch die wässrigen Bestandteile zunächst aus dem Biocrude abgeschieden und entweder rezykliert oder aus dem Verfahren ausgeschleust. Unabhängig vom Wassergehalt der verwendeten Biomasse kann somit durch die Rezirkulation des Biocrude bzw. des Prozesswassers der optimale Wassergehalt für den Prozess eingestellt werden. Das nach der Abtrennung der wässrigen Phase verbleibende Biocrude kann aufgrund seiner Eigenschaften lediglich als biogenes Substitut für Verbrennungsprozesse mit niedrigen Anforderungen an die Qualität und Reinheit des Brennstoffs verwendet werden. Hierzu zählen bspw. Schwerölfeuerungen oder Dieselmotoren in Schiffen [Kaltschmitt 2016]. Für den Einsatz in Flug- und Kraftfahrzeugen ist eine Aufbereitung gemäß den Anforderungen der geltenden Kraftstoffnormen notwendig. Hierzu wird das Biocrude aufbereitet und in eine leichte Fraktion (ca. 2/3 des Produktöls), die zu Dieselöl aufbereitet werden kann und eine schwere Fraktion (ca. 1/3 des Produktöls), die sich z. B. für die Herstellung von Wasserstoff durch Vergasung eignet, aufgeteilt. Die Aufbereitung des Biocrudes erlaubt in einigen Fällen die Einschleusung in einen kommerziellen Raffinationsprozess.

Um die Feststoffbildung bei der HTV zu vermeiden und vorhandene Intermediate möglichst effektiv in HTV-Öl umzuwandeln, werden Katalysatoren (Alkalihydroxide, Carbonate o. ä.) und Wasserstoff eingesetzt. Neben dem Biocrude entstehen bei der HTV dennoch auch Prozessgase (hauptsächlich bestehend aus CO₂) sowie ein fester Koksrückstand, der meist suspendiert im wässrigen Teil der Flüssigphase vorliegt.

In der Vergangenheit haben sich verschiedene Verfahrensvarianten für das HTV-Verfahren entwickelt, welche sich hinsichtlich der Prozessparameter Temperatur und Druck sowie der eingesetzten Katalysatoren und Lösungsmittel unterscheiden. Das HTV-Verfahren wird derzeit in der Papierindustrie eingesetzt, um ligninreiche Schwarzlauge zu verwerten.

Abbildung 10: Grundfließbild der Hydrothermalen Verflüssigung (HTV)



Eigene Darstellung

Entwicklungsstand

Aus der Kohleverflüssigung hervorgegangen, wurde die HTV in den 1980er Jahren erstmals in einem kontinuierlichen Verfahren umgesetzt. Mittlerweile gibt es mehrere Universitäten und Unternehmen, die HTV-Anlagen betreiben [Kaltschmitt 2016]. Im EU Forschungsprogramm Horizont 2020 wurde die größte bestehende HTV-Anlage der Firma Licella in Australien 2017 nach Technical Readiness Level (TRL) mit Stufe 6 – 7 (Demonstrationsanlage) bewertet. Andere Unternehmen (Altaca Energy, Steeper Energy) sind ebenfalls dabei, ihre Produktionskapazitäten (TRL 4 – 5) auszubauen. Dabei konkurrieren verschiedene Verfahren miteinander, die sich in ihrer Prozessführung voneinander unterscheiden.

Anlagenbestand (Auszug)

Firma	Standort	Verfahren und Entwicklungsstand	Kapazität
Pittsburg Energy Research Center (1970er Jahre)	Albany, USA	LBL	75 Mg/a*
Shell Oil (1970er Jahre)	Apeldoorn, Niederlande	HTU	300 Mg/a*
Altaca Energy	Gebze-Kocaeli, Türkei Gonen, Balikesir/Turkey	CatLiq	180 Mg/a*
Steeper Energy	Aalborg, Dänemark	Hydrofaction, TRL 4–5	60 Mg/a*
Licella (Ignite Energy Resource)	Somersby, Australien	Cat-HTR, TRL 6–7	10.000 Mg/a

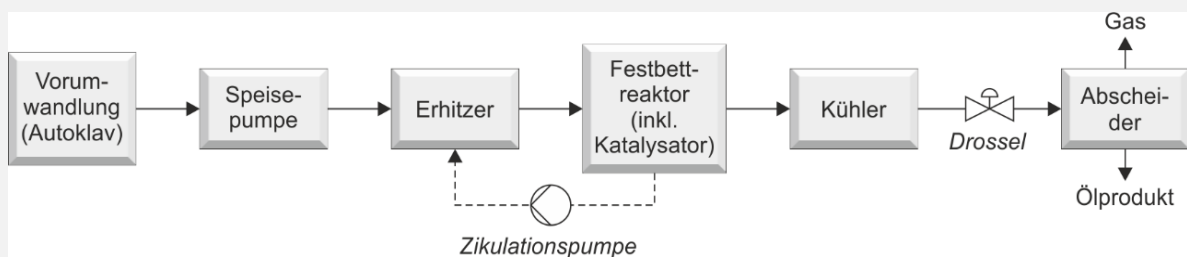
* bei angenommenen Betriebsstunden von 3.000 h/a

Verfahrensfließbild

Zur HTV von Biomasse existieren mehrere Verfahrensansätze, die von unterschiedlichen Akteuren weiter erforscht und erprobt werden. In Abbildung 11 ist das HTV-Verfahren in der

Form, in der es derzeit von Licella in Australien im Demonstrationsmaßstab umgesetzt wird, in vereinfachter Form dargestellt.

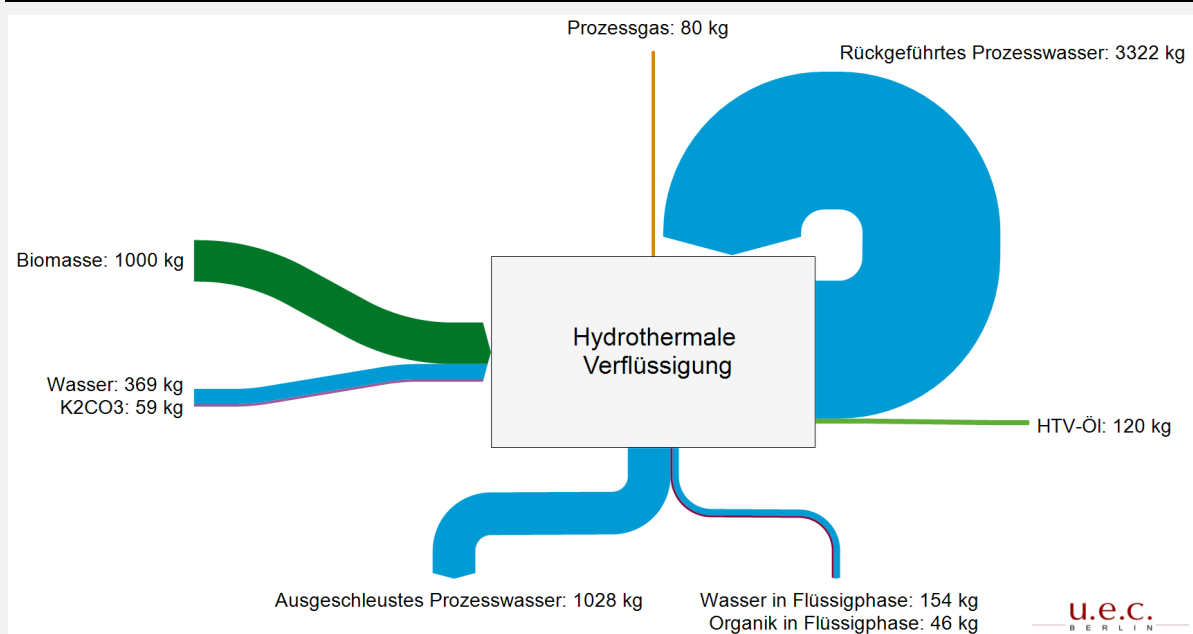
Abbildung 11: Vereinfachtes Prozessschema der kontinuierlichen HTV-Anlage von Licella



Eigene Darstellung auf Basis von Kaltschmitt 2016

Massenbilanz

Abbildung 12: Vereinfachte Massenbilanz einer HTV-Anlage



Eigene Darstellung auf Basis von DLR 2016; Gollakota 2018; Pedersen 2017; Toor 2010

Anlagenkomponenten

- | | |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <ul style="list-style-type: none"> • Zerkleinerungsaggregat • Mischbehälter • Wärmetauscher zur Erhitzung • Hochdruckpumpe • Zirkulationspumpe | <ul style="list-style-type: none"> • Kühler • Entspannungsbehälter • Schwerkraftseparator (meist in Form einer Zentrifuge) • Reaktor (meist in Form eines oder mehrerer Röhrenreaktoren) |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|

Verfahrenskennwerte

Technische Parameter	Einheit	Wert
Temperatur	° C	250 – 350
Druck	bar	150 – 240
Verweilzeit im Reaktor	h	0,1 – 1
Energiewiederfindungsrate HTV-Öl	Ma.-% v. $H_u \text{ Input}_{FS}^*$	52 – 85
pH-Wert Prozessabwasser	–	3 – 5 (HTU)
Brennwert HTC-Öl	MJ/kg (wf**)	30 – 42
Ölausbeute	Ma.-% v. Input_{TS}^*	25 – 45
Kohlenstoffwiederfindungsrate HTV-Öl	Ma.-% v. Input_C	50 – 70
Katalysatoren und Zusätze	homogen	Alkalisalze (Na_2CO_3 , K_2CO_3) Säuren (HCOOH , H_2SO_4) Basen (NaOH , KOH)
	heterogen	Zeolithe, ZrO_2 , Pd/C CoMo/ Al_2O_3 , Ru/C, Pt/C

* bezogen auf die unvermischte Biomasse

**wasserfrei

Literaturverzeichnis

Kürzel	Literaturnachweis
[DLR 2016]	Zech K., Naumann K., Müller-Lange F. Ponitka J., Majer S. (2016): Biokerosin und EE-Kerosin für die Luftfahrt der Zukunft – von der Theorie zu Pilotvorhaben. Studie im Auftrag des BMVI.
[Eliott 2015]	Elliott D., Biller P., Ross A., Schmidt A., Jones S. (2015): Hydrothermal liquefaction of biomass: Developments from batch to continuous process. Bioresource Technology 178, Seite 147 – 156.
[Gollakota 2018]	Gollakota A.R.K., Kishore N., Gu S. (2018): A review on hydrothermal liquefaction of biomass. Renewable and Sustainable Energy Reviews 81, Seite 1378 – 1392.

- [Kaltschmitt 2016] Kaltschmitt M., Hartmann H., Hofbauer H. (2016): Energie aus Biomasse – Grundlagen, Techniken und Verfahren. 3. Auflage, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, Kapitel 15.
- [Pedersen 2017] Pedersen T., Hansen N., Pérez O., Cabezas D., Risebdagk L. (2018): Renewable hydrocarbon fuels from hydrothermal liquefaction: A techno-economic analysis. *Biofuels, Bioproducts & Biorefining* 12. Seite 213-223.
- [Toor 2010] Toor S. (2010): Modeling and Optimization of CatLiq Liquid Biofuel Process. Dissertation am Fachgebiet Energy Technology der Universität Aalborg. ISBN: 978-87-89179-91-9.
- [Weber 2016] Weber K., Quicker P. (2016): Biokohle – Herstellung, Eigenschaften und Verwendung von Biomassekarbonisaten. 1. Auflage, Springer-Verlag, Wiesbaden, Kapitel 3.

4.4 Umesterung

Verfahrenssteckbrief

Verfahrensbeschreibung

Die chemische Umesterung wird zur Gewinnung von Biodiesel aus Pflanzenölen genutzt und sowohl in kontinuierlichen als auch diskontinuierlichen Anlagen umgesetzt. In der Regel wird der Umesterung ein Prozess zur Pflanzenölgewinnung vorgeschaltet. Neben dem Einsatz pflanzlicher Öle ist auch der Einsatz von Altspeiseölen und -fetten bereits erprobt. Abhängig von der Zusammensetzung der Altspeiseöle und -fette ist zur Optimierung der Prozessführung in diesem Fall meist eine Aufreinigung des Inputs vorzuschalten.

Das Verfahren zur Gewinnung von Pflanzenöl beginnt mit einer Reinigung der Ölsaart, die im Anschluss zerkleinert und für den folgenden Pressprozess konditioniert wird. Im Pressprozess werden die flüssigen Bestandteile, z. B. mittels Schneckenpresse, aus dem Gemischverbund mit dem Feststoff herausgepresst. Abhängig von der Verfahrensführung können dem festen Presskuchen durch einen weiteren Extraktionsschritt verbliebene ölige Bestandteile entzogen werden. Das Pressrohöl aus dem Pressprozess wird gefiltert, getrocknet und dient als Ausgangssubstanz für die Umesterung. Abhängig vom Ausgangsmaterial werden in einigen Fällen zur Optimierung der nachfolgenden Verfahrensführung eine Entschleimung und eine Neutralisation, u. a. zur Entfernung von freien Fettsäuren und Wachsen, durchgeführt.

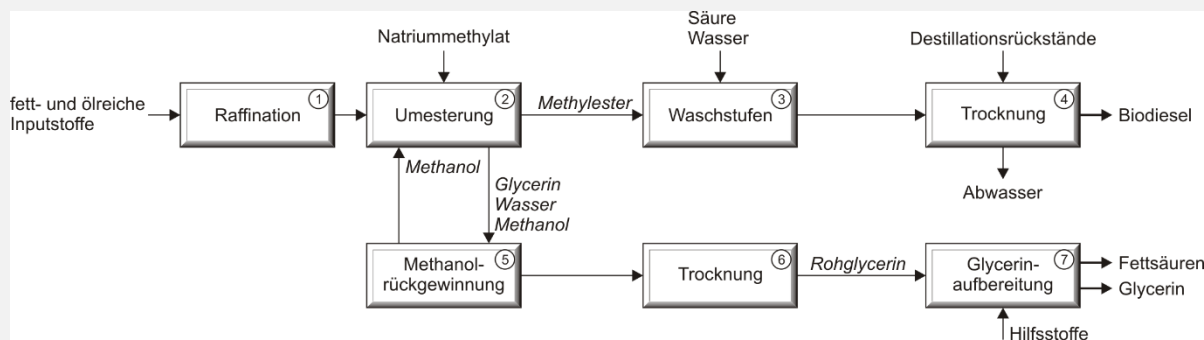
Die Umesterung des Pflanzen- oder Altspeiseöls beginnt mit der Zugabe eines einwertigen Alkohols (Methanol, in einigen Fällen auch Ethanol) und eines Katalysators. Bei der folgenden chemischen Umsetzung wird das Triglycerid im Pflanzen- bzw. Altspeiseöl durch den zugegebenen Alkohol unter Beibehaltung der Esterbindung verdrängt und es entsteht Fettsäuremethylester (FAME). Da es sich bei der Umsetzung um eine Gleichgewichtsreaktion handelt, wird zur Optimierung der Ausbeute der Alkohol im Überschuss zugegeben oder das Reaktionsprodukt gezielt abgeführt. Die Umesterung wird in einigen Verfahren auf zwei Reaktionsstufen (in getrennten Reaktoren) aufgeteilt. Im Anschluss an die Umesterungsreaktion wird die dichtere, sich am Boden des Reaktors absetzende Glycerinphase von der Produktphase abgetrennt und aufbereitet. Die Produktphase mit dem darin enthaltenen Methylester wird unter Zugabe von milden Säuren (z. B. Salzsäure) in einem kontinuierlichen Prozess gewaschen, sodass verbliebene Glycerin- und entstandene Seifenreste ausgeschleust werden. Bei der abschließenden Trocknung werden Wasser und das nicht vollständig reagierte Methanol über einen Verdampfer mit Kondensator abgeschieden und es entsteht Biodiesel. [Kaltschmitt 2016]

Die Aufbereitung der Glycerinphase aus der Umesterungsreaktion besteht aus mehreren Teilschritten die u. a. einer Abscheidung von Fettsäuren sowie der Methanolrückgewinnung dienen. In einem letzten Schritt wird das Glycerin getrocknet und kann anschließend als (Roh-)Glycerin verwendet werden, eine Aufbereitung zu Pharmaglycerin oder technischem Glycerin durchlaufen.

Zur Reduzierung der notwendigen Reaktionstemperatur werden Säuren, Alkalialkoholate, -hydroxide und -metalle als Katalysatoren eingesetzt. Am häufigsten wird Natriummethylat eingesetzt.

Als alternative Technologie wird derzeit die enzymatische Umesterung von Pflanzenölen erforscht. Die Vorteile solch einer auf Biokatalysatoren basierenden Technik sind zahlreich (kompatibel gegenüber schwankender Inputqualität, höhere Qualität der Nebenprodukte, einfachere Phasentrennung, geringerer energetischer Aufwand), konnten sich u. a. aufgrund der hohen Kosten der Enzyme bisher großtechnisch jedoch nicht durchsetzen.

Abbildung 13: Grundfließbild der Umesterungsanlage



Eigene Darstellung

Entwicklungsstand

Weltweit werden seit Jahren mehrere Hundert Anlagen zur Umesterung betrieben. Allein in Deutschland beträgt die Gesamtkapazität der Anlagen rund 3.780.000 Mg/a [DBFZ 2018]. Das Technical Readiness Level der Anlagen zur Umesterung kann somit mit TRL9 bewertet werden.

Anlagenbestand

Anlagen > 200.000 Mg/a sowie weitere ausgewählte Anlagen in Deutschland [DBFZ 2018]

Firma	Standort	Verfahren	Kapazität
ADM	Hamburg	Connemann	580.000 Mg/a
	Mainz	Connemann	275.000 Mg/a
Biopetrol Industries GmbH	Rostock	Lurgi-Verfahren	200.000 Mg/a
Biowerk Sohland GmbH*	Sohland an der Spree	-	100.000 Mg/a
Cargill GmbH	Frankfurt am Main	Lurgi-Verfahren	300.000 Mg/a
Eco-Motion*	Sternberg	Connemann	100.000 Mg/a
	Lünen	BDI-Verfahren	100.000 Mg/a
KFS Biodiesel GmbH	Niederkassel	Lurgi-Verfahren	120.000 Mg/a
Louis Dreyfus commodities GmbH	Lutherstadt Wittenberg	Lurgi-Verfahren	200.000 Mg/a
NEW Natural Energy West GmbH	Marl	Lurgi-Verfahren	250.000 Mg/a

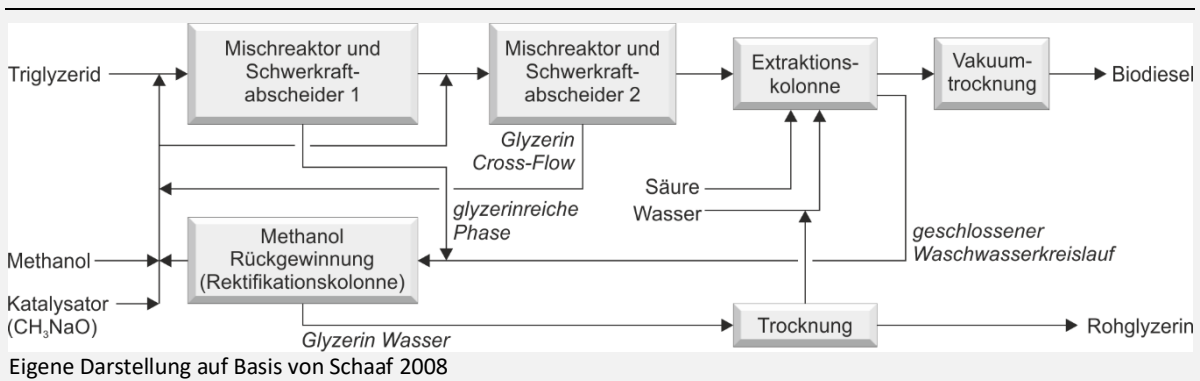
Tecosol GmbH*	Ochsenfurth	AT-Verfahren	70.000 Mg/a
VERBIO Diesel	Schwedt / Oder Bitterfeld	Eigenbau Eigenbau	250.000 Mg/a 200.000 Mg/a
VESTA Biofuels	Brunsbüttel	AT-Verfahren	250.000 Mg/a

* Einsatz von Altspeiseölen/-fetten bestätigt

Verfahrensfließbild

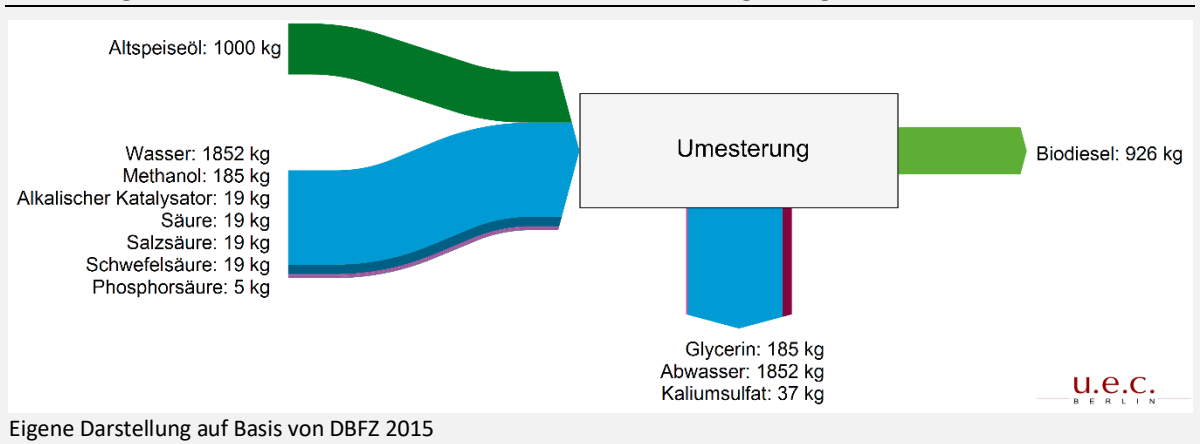
Zur Herstellung von Biodiesel über den Weg der Umesterung existieren auf kommerzieller Ebene mehrere Verfahren. Das Lurgi-Verfahren ist eines der am weitesten verbreiteten Verfahren und ist vereinfacht in Abbildung 14 dargestellt. Die Umesterung ist im Lurgi-Verfahren meist in zwei Stufen aufgeteilt, um die Biodieselausbeute zu erhöhen. Die Waschstufe ist ebenfalls in eine saure Wäsche (Einsatz von Säuren) und eine Neutralwäsche unterteilt, um eine optimierte Produktreinheit zu erzielen.

Abbildung 14: Vereinfachtes Prozessschema einer Umesterungsanlage nach dem Lurgi-Verfahren



Massenbilanz

Abbildung 15: Vereinfachte Massenbilanz einer Umesterungsanlage



Anlagenkomponenten

- | | |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <ul style="list-style-type: none"> • Vorlagebehälter (Methanol, Katalysator) • Mischreaktor(en) zur Umesterung • Schwerkraftabscheider | <ul style="list-style-type: none"> • Rektifikationskolonne • Vakuumtrockner für Biodieselphase • Vakuumtrockner für Glycerinphase • Waschkolonne |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|

Verfahrenskennwerte [DBFZ 2018]

Technische Parameter	Einheit	Wert
Temperatur (abhängig vom Verfahren und eingesetzten Katalysatoren)	°C	20 – 100
Druck	bar	Atmosphärendruck
Verweilzeit im Reaktor	h	1 – 2
Brennwert Biodiesel	MJ/kg (wf)	37,1
Stöchiometrisches Verhältnis (Triglycerid:Methanol)	–	1 : 6
Methanolverbrauch*	kg/Mg Input	ca. 96
Hilfsstoffe*		
Methanol	kg/Mg Input	185
Salzsäure	kg/Mg Input	19
Schwefelsäure	kg/Mg Input	19
Phosphorsäure	kg/Mg Input	5
Alkalischer Katalysator	kg/Mg Input	19
Abwasser*	kg/Mg Input	ca. 20

** bezogen auf raffiniertes Pflanzen- bzw. Altspeiseöl*

Wirtschaftliche Parameter

Die Kosten der Biodieselproduktion werden maßgeblich von den Rohstoffkosten für das eingesetzte Öl / Fett bestimmt. Die Kosten steigen abhängig vom Aufbereitungsaufwand, sodass bspw. Fette und Öle aus heterogenen Reststoffen für Anlagenhersteller als Einsatzstoff eher unattraktiv sind. Kostengünstige Überseeimporte von Biodiesel erhöhen den Kostendruck auf lokale Biodieselproduzenten zusätzlich. Die Gestehungskosten liegen bei ca. 750 €/Mg Biodiesel [DBFZ 2018].

Literaturverzeichnis

Kürzel	Literaturnachweis
[DBFZ 2015]	Majer S., Gröngröft A., Drache C., Braune M., Meisel K., Müller-Langer F., Naumann K., Oehmichen K. (2015): Handreichung - Technische und methodische Grundlagen der THG-Bilanzierung von Biodiesel. Deutsches Biomasseforschungsinstitut im Auftrag der Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. und gefördert durch das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft.
[DBFZ 2018]	Braune M., Grasemann E., Gröngröft A., Klemm M., Oehmichen K., Zech K. (2018): Die Biokraftstoffproduktion in Deutschland – Stand der Technik und Optimierungsansätze. Deutsche Biomasseforschungszentrum (DBFZ) – Report Nr. 22. 1. Auflage, Leipzig.
[Kaltschmitt 2016]	Kaltschmitt M., Hartmann H., Hofbauer H. (2016): Energie aus Biomasse – Grundlagen, Techniken und Verfahren. 3. Auflage, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, Kapitel 15.
[Schaaf 2008]	Schaaf T. (2008): Herstellung von Biodiesel mit neuartigen flüssigen Katalysatoren. Dissertation Ruhr-Universität Bochum.
[Weber 2016]	Weber K., Quicker P. (2016): Biokohle – Herstellung, Eigenschaften und Verwendung von Biomassekarbonisaten. 1. Auflage, Springer-Verlag, Wiesbaden, Kapitel 3.

4.5 HEFA-Verfahren

Verfahrenssteckbrief

Verfahrensbeschreibung

Hydrierte Ester und Fettsäuren (engl. *Hydroprocessed Esters and Fatty Acids*, HEFA) sind Kraftstoffe, die durch Hydrierung und anschließende Isomerisierung von Pflanzenölen bzw. Triglyceriden erzeugt werden. Der HEFA-Prozess stellt somit ein alternatives Verfahren zu der chemischen oder enzymatischen Umesterung (Kap. 4.4) dar, um biobasierte Kraftstoffe herzustellen.

Als Inputmaterial eignen sich neben den aus öl- oder fetthaltigen Pflanzenkomponenten (z. B. Rapsamen, Kokospalme, Jatropha) extrahierten oder gepressten Pflanzenölen auch Altspeiseöle (UCO, engl. *used cooking oils*) und tierische Fette bzw. eine Mischung aus den genannten Ausgangsstoffen. Je nach Anforderungen an das Endprodukt muss das Öl zunächst raffiniert werden, bevor es dem HEFA-Prozess zugeführt werden kann. Die Raffination besteht dabei typischerweise aus einer Entschleimung (Entfernung von Phospholipiden) und einer Neutralisation (Entfernung freier Fettsäuren) des Rohöls. Art und Umfang der Raffination variieren mit den eingesetzten Rohstoffen und den Anforderungen an das herzustellende Produkt. [DBFZ, 2017]

Im HEFA-Prozess werden die im raffinierten Öl enthaltenen Ester- und Doppelbindungen zunächst mit Wasserstoff gesättigt und der Sauerstoff ausgetragen. Zur Optimierung des Prozesses werden metallische Katalysatoren (e. g. Nickelmolybdän-Aluminiumoxid) verwendet und Wasserstoff überstöchiometrisch zugegeben. Dieser, als Hydrierung bezeichnete, Teil des Prozesses ist exotherm und liefert als Hauptprodukt n-Alkane, deren Kettenlänge mit der Zusammensetzung des Inputmaterials variiert. Im Zuge der Hydrierung fällt durch die Abspaltung der Fettsäuren an den Esterbindungen von den Glyceridgruppen Propan an, welches aus dem Prozess ausgeschleust und als Brenngas verwendet werden kann. Der für die Hydrierung benötigte Wasserstoff wird mittels Elektrolyse bereitgestellt. Die Prozesstemperaturen der Hydrierung liegen bei 280 – 340 °C und der Druck bei 50 – 100 bar. [Kaltschmitt, 2016]

Der überwiegend aus unverzweigten n-Alkanen bestehende Produktstrom der Hydrierung wird gekühlt und in die Isomerisierungs- und Crackeinheit überführt. Unter weiterer Zugabe von Wasserstoff erfolgt zunächst eine exotherme Umwandlung der unverzweigten n-Alkane in verzweigte Isomere (Isomerisierung). Die Isomerisierung wird bei Prozesstemperaturen von 280 – 400 °C und Drücken von 30 – 100 bar durchgeführt. Anschließend werden die langen Alkanketten gespalten (Cracken), um eine den herkömmlichen Kraftstoffen entsprechende Kettenlänge einzustellen. Als Nebenprodukte des Crackens entstehen Naphtha und kurzkettige Brenngase (e. g. Propan, Butan). Erfolgt das Cracken unter weiterer Wasserstoffzufuhr wird dieser Prozessteil als Hydrocracken bezeichnet. Isomerisierung und Cracken finden i. d. R. parallel in einem Reaktor statt. Durch die Verwendung von Katalysatoren (e.g. Zeolithe, Aluminiumoxide) können die Isomerisierungsraten sowie die erzeugten Alkankettenlängen optimiert und gezielt eingestellt werden. [Kaltschmitt, 2016]

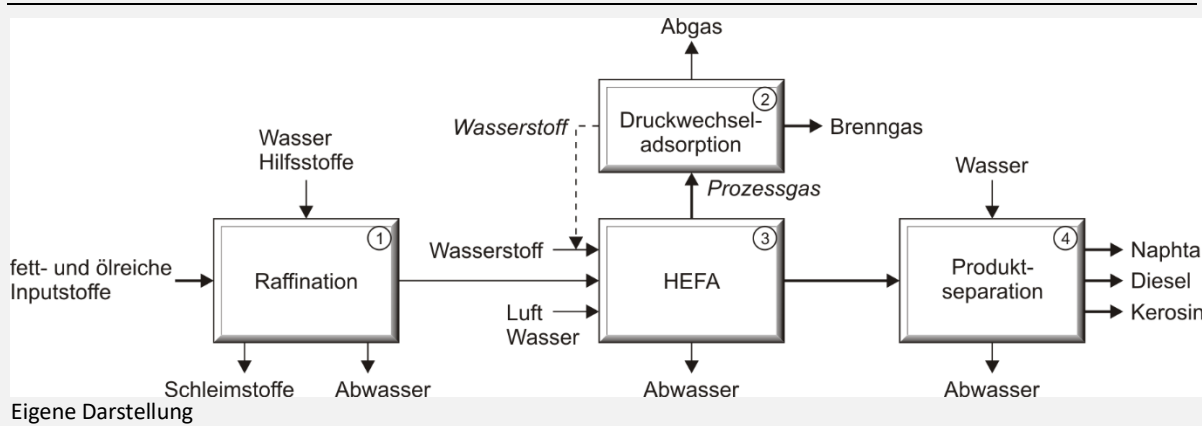
Die während des HEFA-Prozesses entstehenden gasförmigen Verbindungen werden durch eine einfache Phasentrennung abgetrennt. Durch Druckwechseladsorption kann der überschüssige Wasserstoff zurückgewonnen und in den Hydrierungsprozess rezykliert

werden. Die gasförmigen Kohlenstoffverbindungen (CO, CO₂) werden als Abgas in die Atmosphäre emittiert. Kurzkettige Kohlenwasserstoffverbindungen (e. g. Methan, Butan, Propan) können hingegen aufbereitet und als Brenngas thermisch genutzt werden. [DBFZ, 2017; Kaltschmitt, 2016]

Die flüssige Phase des Produktstroms des HEFA-Prozesses ist ein Kraftstoffgemisch, welches abschließend abgekühlt und in einer Rektifikationskolonne in seine einzelnen Bestandteile aufgetrennt wird. In Abhängigkeit der Kettenlänge bzw. des Siedepunktes können die Kraftstofffraktionen Diesel, Kerosin und Naphtha aus dem Produktstrom separiert werden. [Kaltschmitt, 2016]

Der mittels des HEFA-Verfahrens aus Altspeiseöl hergestellte Dieselkraftstoff, auch HVO genannt (engl. *Hydrotreated vegetable oil*), erfüllt die Spezifikationen der Richtlinie EN 15940 für paraffinische Kraftstoffe und kann somit in Reinform oder als Zumischung zu fossilem Dieselkraftstoff in Dieselmotoren eingesetzt werden. Im HEFA-Verfahren hergestelltes HEFA-Kerosin ist für die Verwendung als Drop-In Kraftstoff für die Luftfahrt geeignet. [Neste, 2016; DLR, 2014]

Abbildung 16: Grundfließbild des HEFA-Verfahrens



Entwicklungsstand

Der HEFA-Prozess findet bereits im großtechnischen, industriellen Maßstab Anwendung. Die weltweite Anlagenkapazität (Stand-Alone-Anlagen) zur Herstellung von HEFA-Kraftstoffen beträgt zurzeit ca. 4,8 Mio. Mg, wovon rund 2,7 Mio. Mg auf Standorte in der EU entfallen (Stand 2018). Seit 2014 hat sich damit die weltweite Kapazität verdoppelt. Zahlreiche Kapazitätserweiterungen und der Bau neuer Anlagen sind auch für die nächsten Jahre geplant, sodass von einem anhaltenden Trend der Kapazitätserhöhung ausgegangen werden kann. In der nachfolgenden Tabelle ist der derzeitige Anlagenbestand aufgeführt. Anlagen, die sogenanntes *co-processing* betreiben, also fossiles Rohöl anteilig mit Pflanzenöl vermischen und anschließend gemeinsam raffinieren, sind nicht aufgeführt. [Greenea, 2017; DBFZ, 2016; DLR, 2014]

Im HEFA-Verfahren hergestellte Kraftstoffe machen rund 10 % der Produktion pflanzenölbasierter Kraftstoffe aus (Stand 2014). Welche Rohstoffe im HEFA-Verfahren überwiegend eingesetzt werden, ist in erster Linie durch den Preis und die Verfügbarkeit bedingt. Gegenwärtig werden vermehrt Palmöl und Palmölfettsäuredestillate (engl. *palm fatty acid distillate*, PFAD), ein Nebenprodukt der Palmölaufbereitung, eingesetzt.

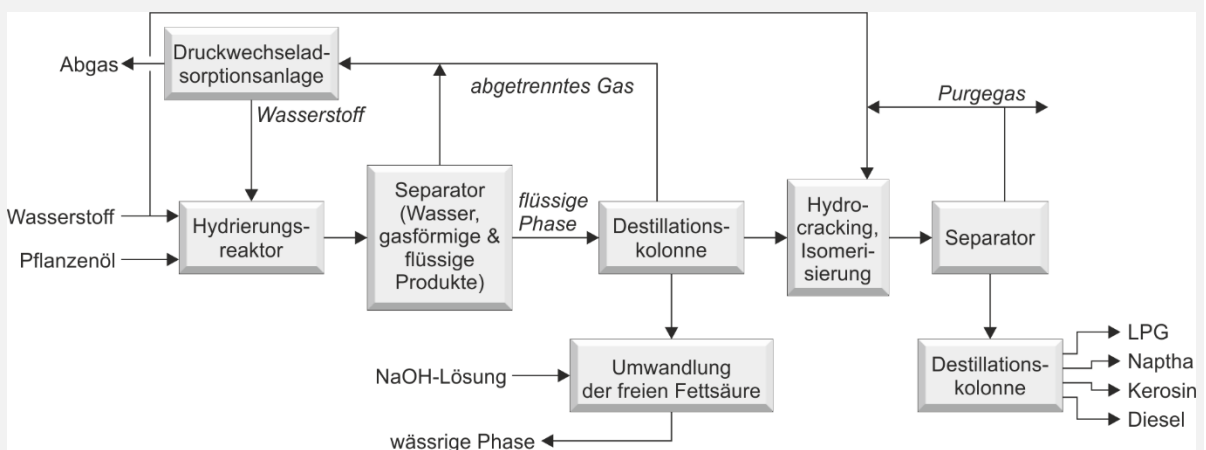
Anlagenbestand (Stand-Alone-Anlagen, Auszug)

Firma	Standort	Verfahren	Kapazität
Neste Oil	Rotterdam, Niederlande	NEXBTL™	1000.000 Mg/a
	Naantali, Finnland	NEXBTL™	260.000 Mg/a
	Porvoo, Finnland	NEXBTL™	260.000 Mg/a
Eni S.p.A.	Singapur, Singapur	NEXBTL™	1000.000 Mg/a
	Venedig, Italien	Ecofining™	580.000 Mg/a
Total S.A.	La Mède, Frankreich	Vegan™	450.000 Mg/a
UPM Biofuels	Lappeenranta, Finnland	UPM BioVerno	100.000 Mg/a
Diamond Green Diesel	Norco, Louisiana (USA)	Ecofining™	500.000 Mg/a
AltAir Fuels	Paramount, Kalifornien (USA)	Ecofining™	125.000 Mg/a
REG Inc.	Geismar, Louisiana (USA)	BioSynfining™	250.000 Mg/a
Petrobras	Brasilien	-	230.000 Mg/a
Sinopec	China	-	20.000 Mg/a

Verfahrensfließbild

In Abbildung 17 ist exemplarisch das Prozessschema einer großtechnischen Umsetzung des HEFA-Verfahrens abgebildet. Zwischen dem Hydrierungs- und dem Cracking- bzw. Isomerisierungsreaktor erfolgt eine Abtrennung der wässrigen- und der Gasphase aus dem Produktstrom mittels Phasentrennung und Destillationskolonne. Durch die Behandlung der Gasphase in einer Druckwechseladsorptionsanlage kann der überschüssige Wasserstoff abgetrennt und rezykliert werden. Bevor der gereinigte Produktstrom isomerisiert und gecrackt wird, werden freie Fettsäuren mithilfe von Natronlauge entfernt, um Korrosionseffekten vorzubeugen. Die Isomerisierungs- und Crackreaktionen verlaufen parallel im selben Reaktor unter erneuter Zugabe von Wasserstoff ab. Die Abtrennung des überschüssigen Wasserstoffs erfolgt in einem nachgeschalteten Reaktor. Abschließend werden die unterschiedlichen Kraftstofffraktionen des Produktstroms in einer Destillationskolonne separiert und können vermarktet oder weiterverarbeitet werden. Die Abkühlung bzw. die Erwärmung der Prozessströme wird über Wärmetauscher geregelt. [Kaltschmitt, 2016]

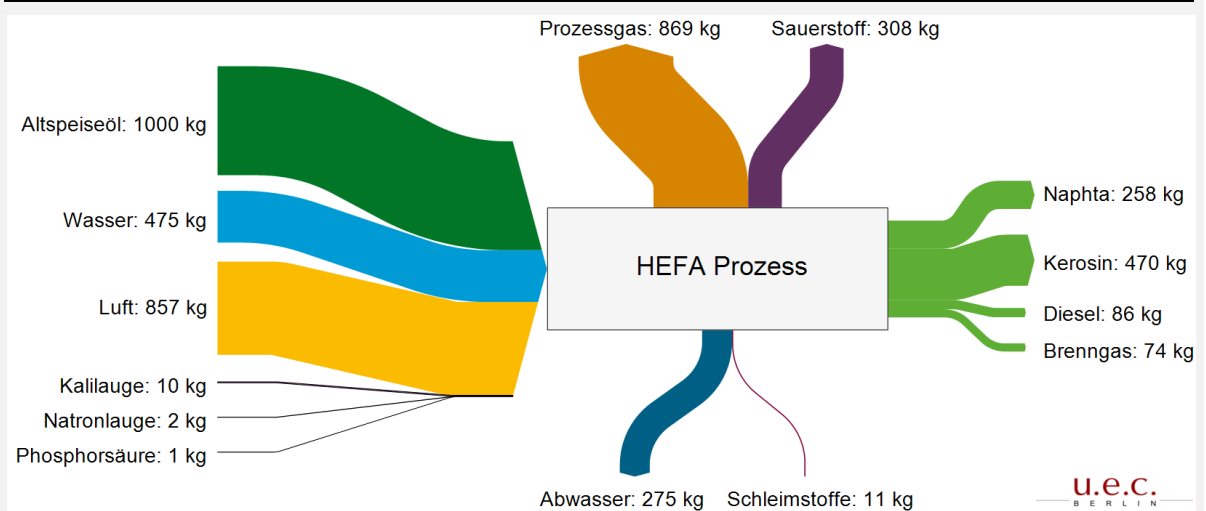
Abbildung 17: Vereinfachtes Prozessschema des HEFA-Verfahrens



Eigene Darstellung auf Basis von Kaltschmitt, 2016

Massenbilanz

Abbildung 18: Vereinfachte Massenbilanz einer HEFA-Anlage



Eigene Darstellung auf Basis von DBFZ 2017

Anlagenkomponenten

- | | |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <ul style="list-style-type: none"> • Vorlagebehälter • Elektrolyse • Wasserstoffspeicher • Hydrierungsreaktor • Separatoren | <ul style="list-style-type: none"> • Wärmetauscher • Isomerisierungs- und Crackreaktor • Destillationskolonne(n) • Druckwechseladsorptionsanlage |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|

Verfahrenskennwerte

Technische Parameter	Einheit	Wert
Temperatur (Hydrierung)	°C	280 – 340
Temperatur (Isomerisierung und Cracken)	°C	280 – 400
Druck (Hydrierung)	bar	50 – 100
Druck (Isomerisierung und Cracken)	bar	30 – 100
Wasserstoffbedarf	kg H ₂ /Mg UCO	38,7
Produktausbeuten*		
Kraftstoffausbeute, gesamt	Ma.-% v. Input	81,4
Naphtha	Ma.-% v. Input	25,8
Kerosin	Ma.-% v. Input	47,0
Diesel	Ma.-% v. Input	8,6
Brenngas	Ma.-% v. Input	5,5

* bezogen auf unbehandeltes Pflanzen- bzw. Altspeiseöl

Wirtschaftliche Parameter

Die Investitionskosten für eine HEFA-Anlage mit einer Kapazität von 200.000 Mg Kraftstoff/a belaufen sich auf ca. 211 Mio. €. Die Marktpreise für die eingesetzten Rohstoffe bestimmen mit zu 80 – 90 % maßgeblich die Gestehungskosten der Produkte. Kapital und Betriebskosten spielen hier nur eine untergeordnete Rolle. [DLR, 2014]

Laut einer Studie des DBFZ im Jahr 2017 würden sich die Gestehungskosten für HEFA-Kerosin bei Verwendung von UCO auf ca. 1.520 €/Mg belaufen [DBFZ, 2017].

Literaturverzeichnis

Kürzel	Literaturnachweis
[DBFZ 2017]	Dietrich S., Oehmichen K., Zech K., Müller-Langer F., Majer S., Kalcher J., Naumann K., Wirkner R., Pujan R., Braune M., Gröngröft A., Albrecht U., Raksha T., Weindorf W., Reichmuth M., Gansler J., Schiffler A. (2017): Machbarkeitsanalyse für eine PTG-HEFA-Hybridraffinerie in Deutschland. Deutsches Biomasseforschungszentrum (DBFZ) Projektnummer 3410024, Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr und digitale Infrastruktur (BMVI).

- [DLR 2014] Zech K., Naumann K., Müller-Lange F., Schmidt P., Weindorf W., Mátra Z., Grimme W., Hepting M., Heidt C. (2014): Drop-In-Kraftstoffe für die Luftfahrt. Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt e. V. (DLR) Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr und digitale Infrastruktur (BMVI).
- [Greenea 2017] Artikel der Greenea Biokraftstoffe und Biomasse Maklergesellschaft (2017) „New players join the HVO game“ Online abrufbar unter: <https://www.greenea.com/wp-content/uploads/2017/02/HVO-new-article-2017-1.pdf>, letzter Zugriff: 01.11.2018.
- [Kaltschmitt 2016] Kaltschmitt M., Hartmann H., Hofbauer H. (2016): Energie aus Biomasse – Grundlagen, Techniken und Verfahren. 3. Auflage, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Kapitel 16.
- [Neste 2016] Neste (Suisse) S.A. (2016): Neste Renewable Diesel Handbuch. Online abrufbar unter: https://www.neste.com/sites/default/files/image_gallery/renewable_products/neste_renewable_diesel_handbook_german.pdf, letzter Zugriff: 01.11.2018.

4.6 Milchsäurefermentation

Verfahrenssteckbrief

Verfahrensbeschreibung

Die Milchsäurefermentation, oder auch Milchsäuregärung, bezeichnet den bakteriellen anaeroben Abbau pflanzlicher Kohlenhydrate zu Milchsäure (*engl. lactic acid, LA*). Dieser von Milchsäurebakterien betriebene Abbau ist eine gängige Methode zur Veredelung und Konservierung von Lebens- und Futtermitteln (z. B. Silierung). Durch die Umwandlung der Kohlenhydrate in Milchsäure sinkt der pH-Wert, sodass die Ansiedlung ungewünschter Bakterien und Pilze deutlich reduziert wird und sich somit die Haltbarkeit der Lebens- und Futtermittel erhöht. [Weber 2016]

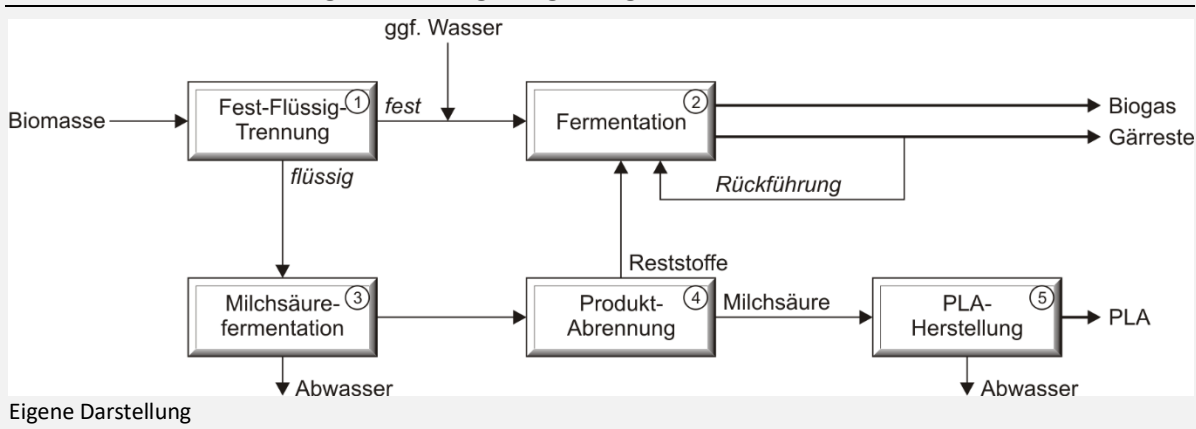
Im Verlaufe der letzten Jahre hat Milchsäure auch als Plattformchemikalie, vor allem für die Herstellung von Bio-Kunststoffen zunehmend an Bedeutung gewonnen. In einem mehrstufigen petrochemischen Prozess werden aus Milchsäuremolekülen zunächst bei Temperaturen von ca. 200 – 250 °C und einem Druck von 10 – 100 mbar unter Abspaltung von Wasser Pre-Polymere erzeugt. Darauf folgend werden die Pre-Polymere unter Verwendung von Katalysatoren (z. B. Zinnoxid) und Temperaturen oberhalb von 200 °C thermo-katalytisch zu Laktiden umgewandelt. Durch weiteres Erhitzen werden die Laktid-Ringe geöffnet und durch ionische Polymerisation an Metallkatalysatoren miteinander zu Polyestern, so genannten Poly-laktiden (*engl. poly lactic acid, PLA*) verbunden. PLA eignen sich durch ihre mechanischen und physikalischen Eigenschaften als Ersatz für erdölbasierte Thermoplaste, also bspw. zur Herstellung von Folien und Lebensmittelverpackungen. Weiterhin werden PLA-Kunststoffe nach DIN EN 13432 als biologisch abbaubar eingestuft und daher auch vermehrt in der Medizintechnik verwendet. [Kayser et al. 2015; Dusselier et al. 2013]

Für die Gewinnung des Ausgangsmonomers werden bisher maßgeblich landwirtschaftliche stärke- oder zuckerhaltige Produkte, insbesondere Maisstärke und Zuckerrohr, mithilfe von Milchsäurebakterien zu Milchsäure vergoren. Die petrochemische Synthese von Milchsäure ist zwar ebenfalls möglich, spielt jedoch nur eine untergeordnete Rolle. Obgleich die Beanspruchung der für die Gewinnung von Milchsäure benötigten landwirtschaftlichen Flächen noch gering ist, ergibt sich, vor allem durch die erwartungsgemäß steigende Nachfrage nach PLA, eine direkte Konkurrenzsituation zur Nahrungs- und Futtermittelherstellung [IfBB 2018]. Das Erschließen einer alternativen Substratquelle für Milchsäurebakterien, aus der sich im industriellen Maßstab und wirtschaftlich Milchsäure für die Herstellung von PLA generieren lässt, ist daher Gegenstand verschiedener Forschungsprojekte [Schneider et al. 2013a]. Neben der Erschließung neuer Substratquellen ergeben sich jedoch auch aus dem fermentativen Prozess zur Herstellung von Milchsäure wirtschaftliche Herausforderungen. Verantwortlich hierfür sind zum einen die aufwendige Kaskade an Reinigungsstufen zum Erreichen der industriellen Produkthanforderungen (siehe Abbildung 20). Zum anderen erfolgt die Entfernung von Calcium durch eine Fällungsreaktion mit Schwefelsäure (H₂SO₄) zu Gips (CaSO₄). Das Nebenprodukt Gips fällt dabei in gleichem Maße wie die Milchsäure an und muss i. d. R. kostenintensiv entsorgt werden. Die

Produktivität des Herstellungsprozesses liegt im Bereich von 0,3 – 5 g LA/L · h [Dusselier et al. 2013].

Im Zuge des EU-geförderten Projektes Bread4PLA wurde erfolgreich demonstriert, dass aus Bäckereiabfällen PLA synthetisiert werden kann, welches sich für die Herstellung von Lebensmittelverpackungen eignet [Gonzalez 2014]. In Österreich wurde zudem in einem staatlich geförderten Projekt der Universität Innsbruck gezeigt, dass sich die kaskadische Nutzung von Bioabfällen in Vergärungsanlagen um eine weitere Stufe zur Ausschleusung von Milchsäure erweitern lässt (siehe Abbildung 19 und Abbildung 21). Hierfür wird der Bioabfall zunächst zerkleinert und angemaischt. Anschließend findet eine Fest-Flüssig-Trennung statt. Die wässrige Phase wird einer Milchsäurefermentation unterzogen und die erzeugte Milchsäure für die Herstellung von PLA abgeschieden. Die verbleibenden Reststoffe werden zusammen mit der festen Phase aus der Fest-Flüssig-Trennung und ggf. unter erneuter Zuführung von Wasser in einen Fermenter zur Nassvergärung überführt. Hierbei handelt es sich um eine konventionelle Nassvergärung, die als Produkte energetisch verwertbares Biogas, Wärme und Gärreste für eine bodenbezogen Verwertung bereitstellt.

Abbildung 19: Grundfließbild der Implementierung einer Milchsäurefermentation und PLA-Herstellung in eine Vergärungsanlage



Eigene Darstellung

Entwicklungsstand

Die weltweite Produktion von Milchsäure liegt bei ca. 450.000 Mg/a [FCI 2009]. Die weltweite Produktionskapazität für Bio-Kunststoffe lag im Jahr 2017 bei ca. 2,27 Mio. Mg. Hiervon entfielen rund 10,5 % (0,24 Mio. Mg) auf PLA-basierte Kunststoffe. Bis zum Jahr 2022 wird derzeit ein Anstieg der PLA-basierten Kunststoffmengen auf ca. 0,81 Mio. Mg prognostiziert. [IfBB 2018]

Zurzeit gehören das US-amerikanische Unternehmen NatureWorks sowie das Gemeinschaftsunternehmen Total Corbion PLA zu den weltweit größten Herstellern von PLA. Neben ihnen existieren weitere kleinere Unternehmen, deren Produktionskapazitäten nicht eindeutig quantifiziert werden können. Die meisten Unternehmen produzieren neben PLA auch das hierfür notwendige Ausgangssubstrat Milchsäure.

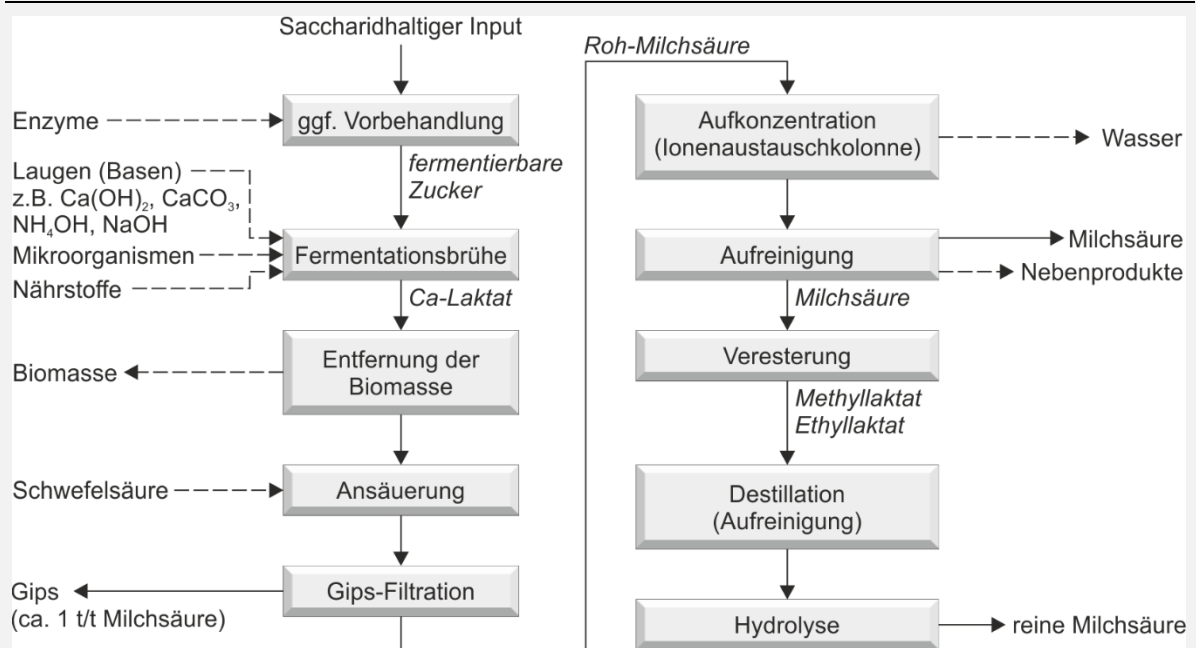
Die Verwendung von biogenen Reststoffen und Abfällen zur Gewinnung von Milchsäure findet bisher keine Anwendung im industriellen Maßstab.

Anlagenbestand – PLA-Herstellung (Auszug)

Firma	Standort	Substrat	Kapazität
NatureWorks LLC	Blair, Nebraska, USA	Mais, Zuckerrohr, Maniok	150.000 Mg/a
Total Corbion PLA	Rayong, Thailand	Zuckerrohr	75.000 Mg/a

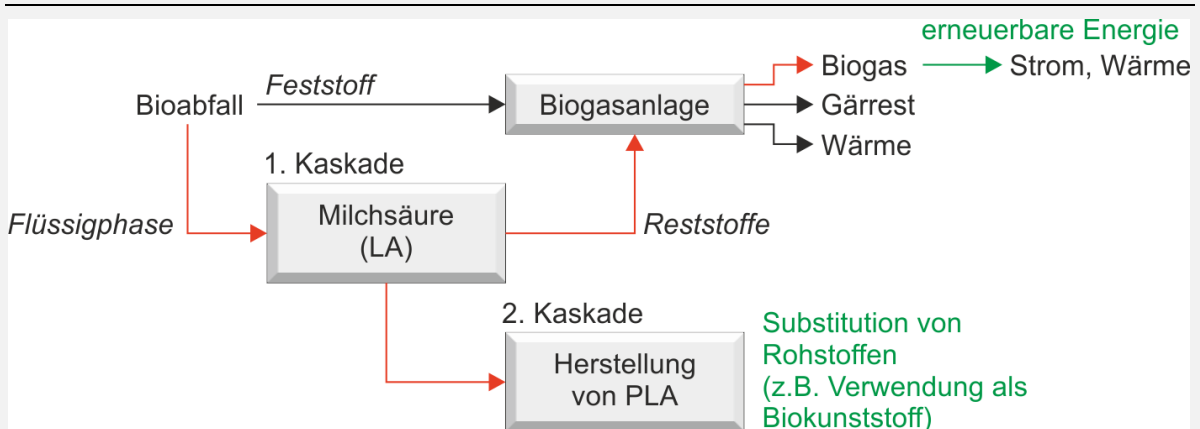
Verfahrensschema

Abbildung 20: Vereinfachtes Blockschema der fermentativen Milchsäureherstellung



Eigene Darstellung auf Basis von Dusselier et al. 2013

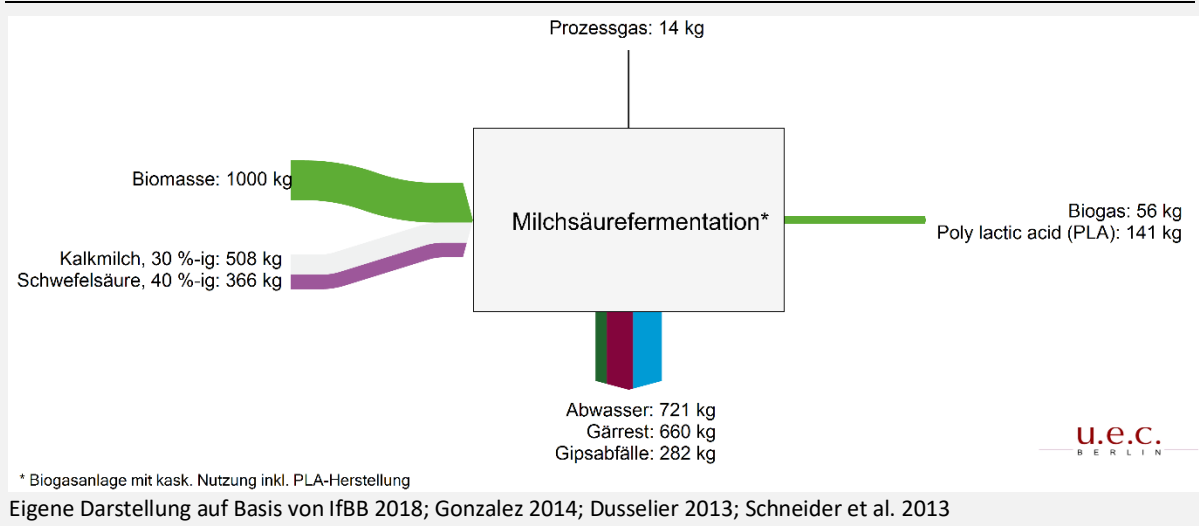
Abbildung 21: Schematische Darstellung einer um eine Milchsäurefermentation erweiterte Vergärungsanlage



Eigene Darstellung auf Basis von Schneider et al. 2013a

Massenbilanz

Abbildung 22: Vereinfachte Massenbilanz einer um eine Milchsäurefermentation und PLA-Herstellung erweiterten Biogasanlage



Verfahrenskennwerte

Technische Parameter	Einheit	Wert
Ausbringung Fest-Flüssig-Trennung		
in feste Phase	Ma.-%	17
in flüssige Phase	Ma.-%	83
Temperatur (PLA-Herstellung)	°C	200 – 250
Druck (PLA-Herstellung)	mbar	10 – 100
Wassergehalt Fermentermaterial	Ma.-%	ca. 90
Produktausbeuten		
LA aus Bäckereiabfällen	$Mg_{LA}/Mg_{Bäckereiabfälle}$	0,34
PLA aus Bäckereiabfällen	$Mg_{PLA}/Mg_{Bäckereiabfälle}$	0,17 – 0,24
Biogas*	Nm^3/Mg	ca. 46,50
* gewonnen aus einer Nassvergärung der festen Phase aus der Fest-Flüssig-Trennung und der Reststoffe aus der PLA-Herstellung mit kommunalen Biotonnenabfällen als Ausgangssubstrat		

Wirtschaftliche Parameter

Für den Preis von Milchsäure konnten keine zuverlässigen Zahlen ermittelt werden. Der Marktpreis für PLA lag im Jahr 2016 zwischen 1,3 – 2,3 Dollar pro Kilogramm. Die Preisschwankungen ergeben sich maßgeblich durch die schwankenden Preise der für die Herstellung von Milchsäure verwendeten Rohstoffe (Maisstärke und Zuckerrohr). [NREL 2016]

Die Gewinnung von PLA aus post-Consumer Abfällen lässt sich erst ab einer Anlagenkapazität von ca. 20.000 Mg PLA pro Jahr wirtschaftlich darstellen. Grund hierfür ist vor allem die für eine Vermarktung notwendige Infrastruktur, deren Aufbau erst ab einem konstanten und ausreichend hohen Durchsatz wirtschaftlich ist. [Fehrenbach et al. 2017]

Literaturverzeichnis

Kürzel	Literaturnachweis
[Dusselier et al. 2013]	Dusselier M., Wouwe P.V., Dewaele A., Makshina E., Sels B.F. (2013): Lactic acid as a platform chemical in the biobased economy: the role of chemocatalysis. <i>Energy & Environmental Science</i> 6, Seiten 1415 – 1442.
[FCI 2009]	Fonds der Chemischen Industrie (FCI) im Verband der Chemischen Industrie (2009): Informationsserie – Nachwachsende Rohstoffe. Frankfurt am Main, 2009.
[Gonzalez 2014]	Gonzalez R. (2014): Demonstration plant project to produce polylactic acid (PLA) biopolymer from waste products of bakery industry. Presentation of the latest results of the BREAD4PLA Project in the V International Seminar Biopolymers and Sustainable Composites.
[IfBB 2018]	IfBB – Institute for Bioplastics and Biocomposites (2018): Biopolymers – facts and statistics. Hochschule Hannover, Fakultät II Maschinenbau und Bioverfahrenstechnik. 5. Auflage.
[Kayser et al. 2015]	Kayser O., Aversch N. (2015): Technische Biochemie – Die Biochemie und industrielle Nutzung von Naturstoffen. Springer Fachmedien Wiesbaden 2015. ISBN 978-3-658-05547-9.
[NREL 2016]	NREL - National Renewable Energy Laboratory (2016): Chemicals from Biomass: A Market Assessment of Bioproducts with Near-Term Potential. Technical Report NREL/TP-500-65509.
[Probst et al. 2015]	Probst M., Walde J., Pümpel T., Wagner A.O., Schneider I., Insam H. (2015): Lactic acid fermentation within a cascading approach for

	biowaste treatment. Applied Microbiology and Biotechnology, Band 99, S. 3029 – 3040.
[Schneider et al. 2013]	Schneider I., Wörle A., Schweitzer P., Probst M., Insam H., Bockreis A. (2013): Cascading approach of biowaste treatment to obtain value-added organic by-products and biogas.
[Schneider et al. 2013a]	Schneider I., Bockreis A. (2013): Produktion von Milchsäure durch die kaskadische Nutzung von Bioabfall. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, Ausgabe 1-2/2013.
[Fehrenbach et al. 2017]	Fehrenbach H., Köppen S., Kauertz B., Wellenreuther F., Baur F., Wern B. (2015): BIOMASSEKASKADEN – Mehr Ressourceneffizienz durch Kaskadennutzung von Biomasse – von der Theorie zur Praxis. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (Forschungskennzahl 3713 44 100). Herausgeber: Umweltbundesamt Fachgebiet I 1.1 Grundsatzfragen, Nachhaltigkeitsstrategien und -szenarien, Ressourcenschonung. Dessau-Roßlau.
[Weber 2016]	Weber K., Quicker P. (2016): Biokohle – Herstellung, Eigenschaften und Verwendung von Biomassekarbonisaten. 1. Auflage, Springer-Verlag, Wiesbaden, Kapitel 3.

4.7 ABE-Fermentation

Verfahrenssteckbrief

Verfahrensbeschreibung

Die Aceton-Butanol-Ethanol (ABE) Fermentation dient zur biologischen Produktion von Aceton, Butanol und Ethanol aus Kohlenhydraten. Die ABE-Fermentation war bis in die 1960er Jahre hinein weltweit eines der größten industriell genutzten biochemischen Verfahren [Kaltschmitt 2016]. Das Hauptprodukt Butanol stellt eine Alternative zu herkömmlichen Biokraftstoffen dar und hat gegenüber diesen z. B. aufgrund der höheren Energiedichte einige Vorteile [Ling 2018]. Für Butanol, Aceton und Ethanol sind darüber hinaus auch Potenziale zur stofflichen Nutzung bspw. in der Pharmaindustrie vorhanden. Als mögliche Inputmaterialien für die ABE-Fermentation wurden bisher hauptsächlich Stroh, Miscanthus aber auch organische Abfälle diskutiert und betrachtet [Schmidt 2013].

Die Vorbehandlung der ABE-Fermentation besteht aus mehreren Teilprozessen. Zunächst wird das Material bei einem möglichst geringen Wassergehalt (rund 10 % – 15 %) durch Zerkleinerung auf eine Korngröße von < 1 mm gebracht. [German 2018] Daran anschließend wird der Biomasse zum Einweichen Wasser zugeführt, bis im Reaktor ein Wassergehalt von ca. 50 % erreicht ist. Im Anschluss wird das Material bei ca. 175 °C – 200 °C und hohen Drücken mit Schwefelsäure und Dampf behandelt. [German 2018] Hierdurch werden die in der Biomasse enthaltenen Mehrfachzucker freigesetzt und für die anschließenden Prozessschritte verfügbar gemacht. [Montealegre 2017]

Die Mehrfachzucker werden im darauffolgenden enzymatischen Aufschluss (Hydrolyse) innerhalb von rund 100 h unter ständigem Rühren und der Zugabe von Enzymen sowie Wasser (bis auf einen Wassergehalt von 80 %) weitestgehend zu Einfachzuckern abgebaut. Die Konzentration von Einfachzuckern nach der Hydrolyse, ausgehend von einem zuvor eingestellten Wassergehalt von rund 80 %, beträgt ca. 100 – 150 g/L. Die verbleibenden unlöslichen Feststoffe werden über eine Filtration aus dem Prozess abgeschieden und die flüssige, zuckerhaltige Phase wird der ABE-Fermentation zugeführt. Für die Filtration kommen Filterpressen, Vakuumpumpen oder Zentrifugen zum Einsatz. Der entstehende Filterkuchen besteht maßgeblich aus ligninhaltigem Material sowie nicht-hydrolysierten Zuckern. [German 2018]

Bei der Auslegung der Hydrolyse gilt es ein Optimum für die Reaktionsdauer und den Wassergehalt zu ermitteln. Eine längere Reaktionsdauer führt zwar zu höheren Ausbeuten, gleichzeitig steigen jedoch auch Energieverbrauch und das benötigte Reaktorvolumen an. Höhere Wassergehalte erleichtern die Durchmischung des Hydrolysates, führen gleichzeitig aber auch zu einer Verdünnung der Produktphase und steigern das benötigte Reaktorvolumen. Darüber hinaus besteht die Möglichkeit, die Hydrolyse sowie die Fermentation im gleichen Reaktor durchzuführen. Diese Verfahrensvariante führt zwar zu niedrigeren Ausbeuten, gleichzeitig wird jedoch auch der Investitionsaufwand reduziert. [German 2018]

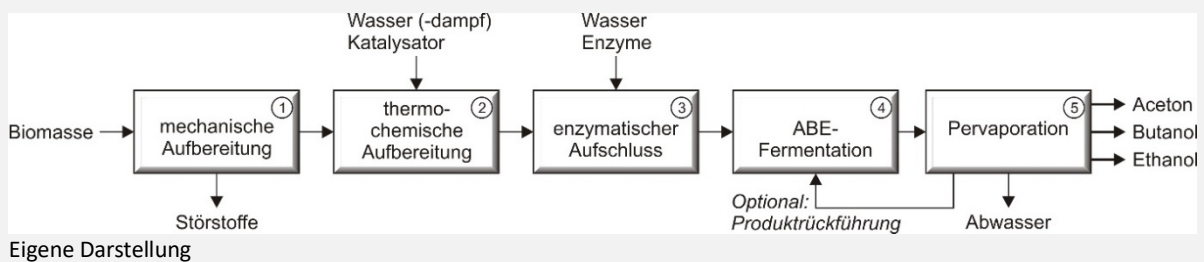
Der ABE-Fermentationsprozess führt zu einer Umwandlung der Einfachzucker in Butanol, Aceton und Ethanol in dem Verhältnis 6 : 3 : 1 [Kaltschmitt 2016]. Der Prozess läuft ca. 100 Stunden und findet in mehreren Fermentern parallel zueinander statt. Dabei entstehen rund 0,30 – 0,35 kg ABE-Produkte je Kilo Zucker. [German 2018] Gleichzeitig entstehen bei

der Fermentation CO_2 und H_2 , welche i. d. R. ohne Ablufferfassung und -reinigung in die Atmosphäre entweichen. Die zum Gärungsstoffwechsel fähigen Mikroorganismen, meist anaerobe Bakterien aus der Gattung der Clostridien, werden vor dem Einsatz im ABE-Fermentationsprozess außerhalb der Reaktoren in kleinerem Maßstab mit Hilfe von Nährmedien kultiviert und angereichert. [Standfest 2013]

Im Anschluss an die Fermentation werden die ABE-Produkte über eine Pervaporation kombiniert mit einer Destillation aus der Flüssigphase abgeschieden. Der Prozess ist energieaufwendig und kostenintensiv [Kaltschmitt 2016]. Während die Flüssigphase dem Prozess wieder zugeführt wird oder als Abwasser den Prozess verlässt, durchläuft die Produktphase eine Aufbereitung. Die Aufbereitung beinhaltet eine Entfernung des verbliebenen Wassers sowie eine Aufteilung der Produktphase in ihre einzelnen Bestandteile Aceton, Ethanol und Butanol durch Destillationskolonnen. [German 2018]

Ein Großteil der entstehenden Abwässer aus den Verfahrensschritten der ABE-Fermentation kann im Prozess erneut genutzt werden. Nicht-vermeidbare Abwässer werden durch Umkehrosmose oder Filtration aufbereitet und die festen Rückstände aus dieser Aufbereitung können als Düngemittel genutzt werden. Problematisch kann sich hierbei die Belastung mit Mineraldüngern und Pestiziden auswirken. Bei Bedarf kann daher zusätzlich auch eine anaerobe Abwasserbehandlung installiert werden.

Abbildung 23: Grundfließbild der ABE-Fermentation



Entwicklungsstand

Die biologische Butanolproduktion (ABE-Fermentation) war bis in die Mitte des 20. Jahrhunderts weit verbreitet. Es existierten u. a. in den USA, Australien und Japan Anlagen mit Kapazitäten von mehreren Tonnen pro Tag. Als Folge des gestiegenen Bedarfs in den 1950er Jahren wurde die industrielle ABE-Fermentation durch die mittlerweile kostengünstiger gewordenen petrochemischen Verfahren zwar verdrängt. In Folge steigender Erdölpreise sowie Bestrebungen zur Erforschung alternativer Energien und Kraftstoffe werden biologische Produktionsverfahren für Butanol jedoch wieder zunehmend interessant. [Schmidt 2013]

Verschiedene Forschungseinrichtungen haben die ABE-Fermentation in den letzten Jahren im Labormaßstab oder in Pilotanlagen umgesetzt. Das EU-Projekt BUTANEXT hat sich in den letzten Jahren mit der Skalierung des Prozesses auseinandergesetzt. Die Umsetzung der ABE-Fermentation im industriellen Maßstab ist bisher lediglich durch den Umbau einer Ethanolproduktionsanlage durch Green Biologics in den USA erfolgt. Die Weiterentwicklung der Technologie in naher Zukunft erscheint angesichts der aktuellen Forschungsaktivitäten und des Bedarfs an nachhaltigen Kraftstoffen nicht unrealistisch.

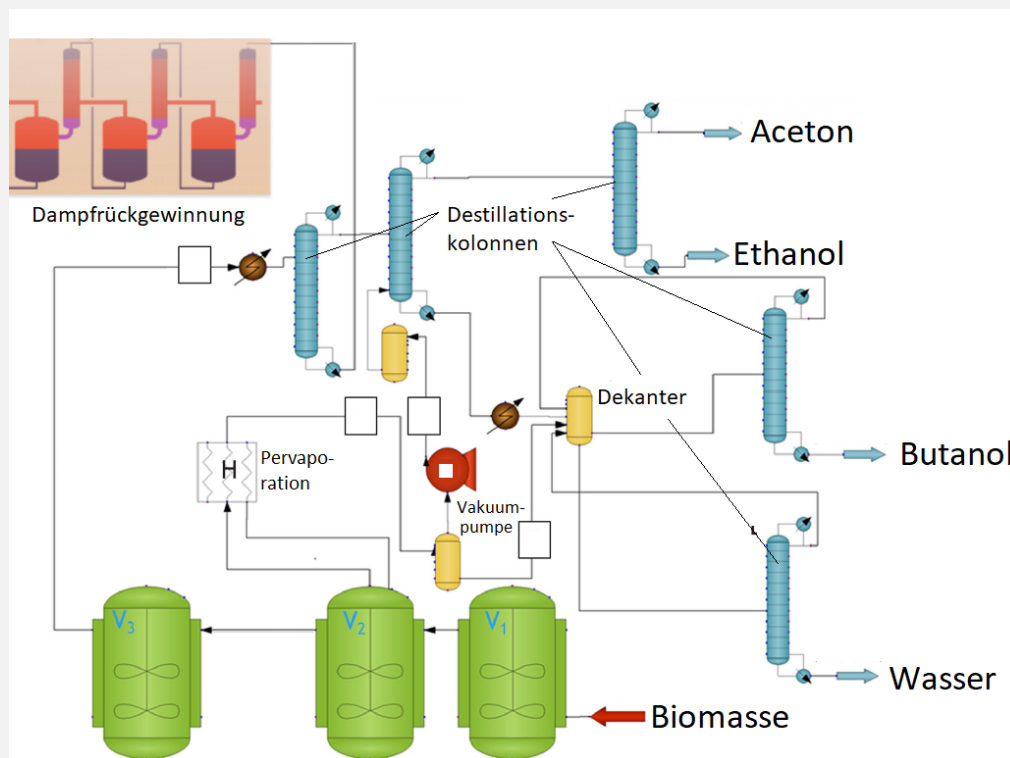
Anlagenbestand (Auszug)

Akteur	Standort	Substrat	Kapazität
ButaNexT	Aoiz, Spanien	Stroh, Siedlungsabfälle, Miscanthus, holzige Biomasse	Keine Angabe, TRL 5 – 6
Cathay Industrial Biotechnologies*	Jilin Provinz, China	Maisstroh	100.000 m ³ /a
Celtic renewables (in Bau)	Grangemouth, Schottland	Treber, Schlempe	500 m ³ /a
GEVO			
Green Biologics	Little Falls, USA		79.500 m ³ /a

**Anlage derzeit nur unregelmäßig in Betrieb*

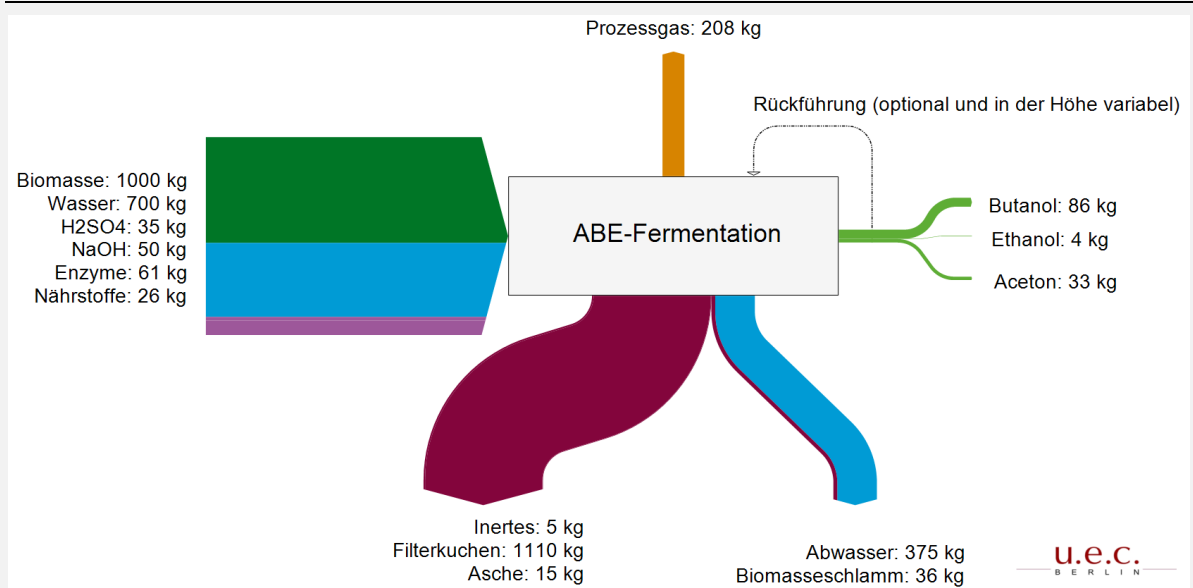
Verfahrensfließbild

Abbildung 24: Verfahrensfließbild



Massenbilanz

Abbildung 25: Vereinfachte Massenbilanz der ABE-Fermentation



Eigene Darstellung auf Basis von German 2018

Anlagenkomponenten

- | | |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <ul style="list-style-type: none"> • Zerkleinerer • Vorbehandlungsbehälter • Hydrolysebehälter • Filterpresse | <ul style="list-style-type: none"> • Fermenter • Pervaporation • Destillationskolonnen |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|

Verfahrenskennwerte

Technische Parameter	Einheit	Wert
Temperatur (thermochemische Vorbehandlung)	°C	ca. 175 – 200 °C
Produktverhältnis (Butanol, Ethanol, Aceton)	Verhältnis	ca. 6 : 3 : 1
Dauer Hydrolyse	h	ca. 100
Fermentationsdauer	h	ca. 100
Produktausbeute		
Butanol	% v. Biomasse-Input	8,6
Aceton	% v. Biomasse-Input	3,3
Ethanol	% v. Biomasse-Input	0,4

Wirtschaftliche Parameter

Der Weltmarkt für Butanol ist in den letzten Jahren stetig mit einer Wachstumsrate von ca. 3 % pro Jahr gewachsen. Die ABE-Fermentation konnte seit den 1960er Jahren aufgrund der kostengünstigeren petrochemischen Verfahren nicht mehr wirtschaftlich betrieben werden. Durch den technischen Fortschritt u. a. bei Trenntechnologien und die steigenden Energiepreise und Nachfrage nach alternativen Kraftstoffen wird das ABE-Verfahren derzeit wieder attraktiver. [Kaltschmitt 2016]

Bisher konnten sich am Markt aber keine Anlagen im industriellen Maßstab langfristig durchsetzen. Durch den Umbau vorhandener Ethanolproduktionsanlagen könnte ein Umbau, analog zum Vorgehen der Firma Green Biologics in den USA wirtschaftlich interessant werden.

Literaturverzeichnis

Kürzel	Literaturnachweis
[German 2018]	German L., Bauen A. (2018): D6.3 Revised Energy Balance and GHG Assessment. EU-project ButaNexT Consortium. ButaNexT No 640462. Funded by EC.
[Kaltschmitt 2016]	Kaltschmitt M., Hartmann H., Hofbauer H. (2016): Energie aus Biomasse – Grundlagen, Techniken und Verfahren. 3. Auflage, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Kapitel 16.
[Ling 2018]	Ling J., Mazzagatti V., Corradino G., Severin A. (2018). As easy as A-B-E? Acetone-Butanol-Ethanol Fermentation: An optimised Process for sustainable fuels and bio-based products. EU-project ButaNexT Consortium. ButaNexT No 640462. Funded by EC.
[Montealegre 2017]	Montealegre C., Ani J., Castro O., Llaniera L. (2017) Process Plant Design and Feasibility of an Acetone-butanol-ethanol (ABE) Fermentation Biorefinery using Sugarcane Bagasse and <i>Clostridium acetobutylicum</i> . International Journal of Chemical Engineering and Applications, Vol. 8, No. 3.
[Schmidt 2013]	Schmidt M. (2013). Reaktionstechnische Untersuchungen von <i>Clostridium acetobutylicum</i> Stämmen zur Butanolgärung in Rührkesselreaktoren. Dissertation an der Technischen Universität München.
[Standfest 2013]	Standfest T. (2013). Optimierung und alternative Substrate in der ABE-Fermentation mit <i>Clostridium acetobutylicum</i> . Dissertation an der Universität Ulm.

[Van Hecke 2018]

Van Hecke W., Joossen-Meyvis E., Beckers H., De Wever H. (2018):
Prospects & potential of biobutanol production integrated with
organophilic pervaporation – A techno-economic assessment.
Applied Energy 228, Seiten 437-449.

4.8 Soldatenfliege

Verfahrenssteckbrief

Verfahrensbeschreibung

Die Soldatenfliegenlarve (lat. *Hermetia Illucens*) ist ein Insektenorganismus, der sich saprophag von pflanzlichen und tierischen Abfällen ernährt. Die Soldatenfliegenlarve (SFL) wird als Futterinsekt zur Behandlung organischer Reststoffe oder Abfälle „verfahrenstechnisch“ eingesetzt. Die Zucht lässt sich in die fünf Prozessabschnitte Zucht, Eiablage und -ernte (1), Vorbehandlung der Reststoffe/Abfälle (2), Larvenmast bzw. biologische Behandlung der Reststoffe/Abfälle (3), Larvenernte (4) und Larvenverarbeitung (5) unterteilen [Dortmans et al. 2017].

In der Zucht- bzw. Nachzucht werden die Luftfeuchtigkeit (ca. 60 % rF), Temperatur (28 – 30 °C) und Lichtexposition (min. 500 W/m²), entsprechend des natürlichen, tropisch- bis subtropischen Lebensraums der Soldatenfliege, bzw. entsprechend der optimalen Vermehrungsbedingungen, eingestellt. Die Zuchtkäfige sind so dimensioniert, dass eine Dichte von ca. 5.200 Fliegen/m³ erzielt wird [ProteInsect 2015]. Für den Erhalt eines ausreichend großen Bestandes an vermehrungsfähigen Fliegen wird regelmäßig ein Teil der aufgezogenen Larven in die Nachzucht überführt. Zum Zeitpunkt der Überführung befinden sich die Larven im Präpuppenstadium und benötigen ca. 10 – 14 Tage, um als adulte Fliege zu schlüpfen (siehe Abbildung 27). Nach weiteren 3 – 8 Tagen ist die Kopulation und die Eiablage durch die weiblichen Fliegen erfolgt [Bühler 2018]. Da die Fliegen ausschließlich von den im Larvenstadium angesammelten Fettreserven leben, hängt ihre Lebensdauer maßgeblich von der Wasserverfügbarkeit ab. Die Nachzuchtkäfige werden daher in regelmäßigen Intervallen mit Wasser berieselt.

Für die Eiablage werden den Fliegen transportable Eiablagehilfen bereitgestellt. Flüchtige organische Verbindungen, wie Alkohole oder organische Säuren dienen dabei als Lockmittel für die weiblichen Fliegen. Die Eiablagehilfen werden der Nachzucht entnommen und für 4 – 6 Tage erneut bei 28 – 30 °C und einer relativen Luftfeuchte von ca. 60 % inkubiert, bis sie das Junglarvenstadium erreicht haben [Caruso et al. 2014].

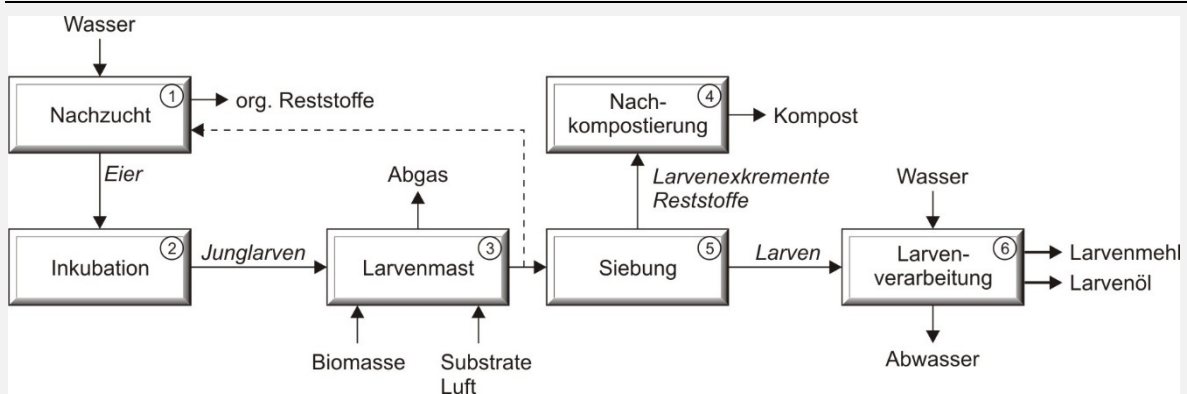
Die Junglarven werden auf ein organisches Substrat gegeben, welches ihnen als Nährstoffquelle dient. Als Nährstoffquelle eignen sich organische Abfälle, wie Küchen- und Speiseabfälle sowie organische Reststoffe aus der Industrie oder der Landwirtschaft, wobei futtermittelrechtliche Vorgaben eingehalten werden müssen. Die organischen Abfälle oder Reststoffe müssen i. d. R. einer Vorbehandlung zugeführt werden. Diese besteht typischerweise aus einer Zerkleinerung und der Einstellung eines ausreichend hohen Wassergehaltes (ca. 60 – 80 %), um eine hohe Abbau- und Umwandlungsrate durch die Larven erzielen zu können. Weiterhin müssen aerobe Bedingungen im Substrat gewährleistet werden. Am Ende der Entwicklung von der Junglarve zum Präpuppenstadium (ca. 12 Tage) haben die Larven ein Lebendgewicht von bis zu 0,22 g/Larve erreicht und 50 – 75 Ma.-% des verwendeten Substrats in Biomasse umgewandelt. Die übrigen 25 – 50 Ma.-% bestehen aus einer Mischung aus Larvenexkrementen, Substratresten und abgestorbenen Larven. Dieser Rest weist eine deutlich verringerte Geruchsbelastung, Wasser- und Nährstoffanteile sowie ein reduziertes Volumen auf. Durch den enzymatischen Aufschluss verbessert sich zudem die Nährstoffverfügbarkeit für Pflanzen, sodass der Substratrest, ggf. nach einer zusätzlichen

Nachkompostierung, als Kompost in der Landwirtschaft eingesetzt werden kann. [Makkar et al. 2014]

Aufgrund der hohen biologischen Aktivität der Larven steigt die Temperatur in den Behältern stark an, sodass eine aktive Belüftung erforderlich ist. Über die Belüftung wird zudem im Zuge des Abbaus entstehendes Ammoniak ausgetrieben.

Nach dem Erreichen des Präpuppenstadiums werden die Larven von dem restlichen Substrat abgesiebt und können lebend verfüttert oder weiter zu Öl und Mehl prozessiert werden. Die weitere Verarbeitung besteht i. d. R. aus der Tötung (mittels Kälte, Hitze oder Trocknung) sowie einer Entfettung (Pressen, Extraktion), Trocknung und dem Zermahlen der Larven. Durch diese Weiterverarbeitung lässt sich ein nährstoffphysiologisch hochwertiges Larvenmehl erzeugen, mit dem bspw. Fischmehl für die Fütterung von Aquakulturen ersetzt werden kann. Wichtige Voraussetzung für die Mehlerstellung ist die vorherige Senkung des Wassergehalts der Larven von ca. 60 – 70 Ma.-% auf unter 10 Ma.-%. [ProteInsect 2015]

Abbildung 26: Grundfließbild des Verfahrens zur Zucht der Soldatenfliegenlarve



Eigene Darstellung

Entwicklungsstand

Die Zucht von Soldatenfliegenlarven zur Produktion von Futtermittel für Nutztiere wird zurzeit weltweit nur von zwei Firmen, AgriProtein (Südafrika) und Enterra Feed (Kanada), im industriellen Maßstab betrieben. In Europa verhindert das durch den BSE-Skandal 2001 geprägte Futtermittelgesetz gegenwärtig noch eine wirtschaftliche Zucht und Vermarktung der Soldatenfliegenlarve, bzw. der aus ihr herstellbaren Produkte. Weiterhin existieren noch keine abschließenden Einschätzungen hinsichtlich der Auswirkungen einer industriellen Zucht auf die biologische Aktivität der Soldatenfliege und auf Wechselwirkungen mit der Umwelt.

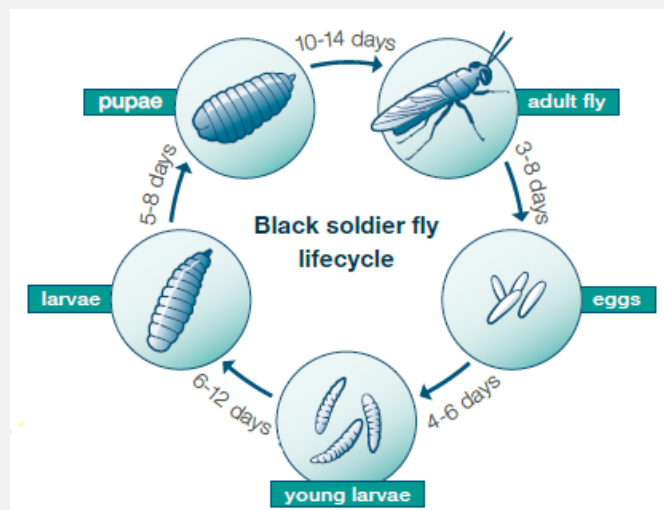
Die verwendeten Substrate und Kapazitäten der in der nachfolgenden Tabelle aufgeführten Unternehmen sind auf Grund der Datenverfügbarkeit mit Unsicherheiten behaftet und können nicht auf dieselbe Einheit normiert werden.

Anlagenbestand (Auszug)

Firma	Standort	Substrat	Kapazität
AgriProtein	Südafrika	Hausmüll	91.000 Mg/a
Enterra Feed	Langley, British Columbia, Kanada	Bioabfall	36.000 Mg/a
Hermetia	Deutschland	Roggenschrot	350 Mg Larvenmehl/a
Nextalim	Frankreich		3.500 Mg Larven/a
Nextprotein	Frankreich/Tunesien	Lebensmittelabfall (pre-consumer)	5-10 Mg /d
Proti-Farm Holding NV	Niederlande		5.000 Mg Produkt/a
Unique	China		1.200 Mg/a
Ecofly	Österreich		500 Mg Larvenmehl/a

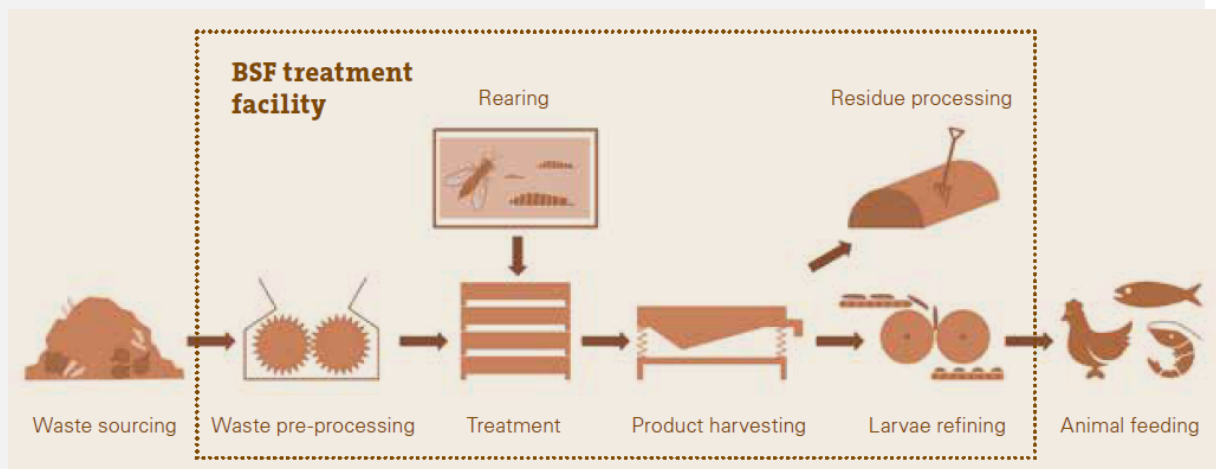
Lebenszyklus und Verfahrensschema

Abbildung 27: Lebenszyklus der Soldatenfliegenlarve



Baumann 2019

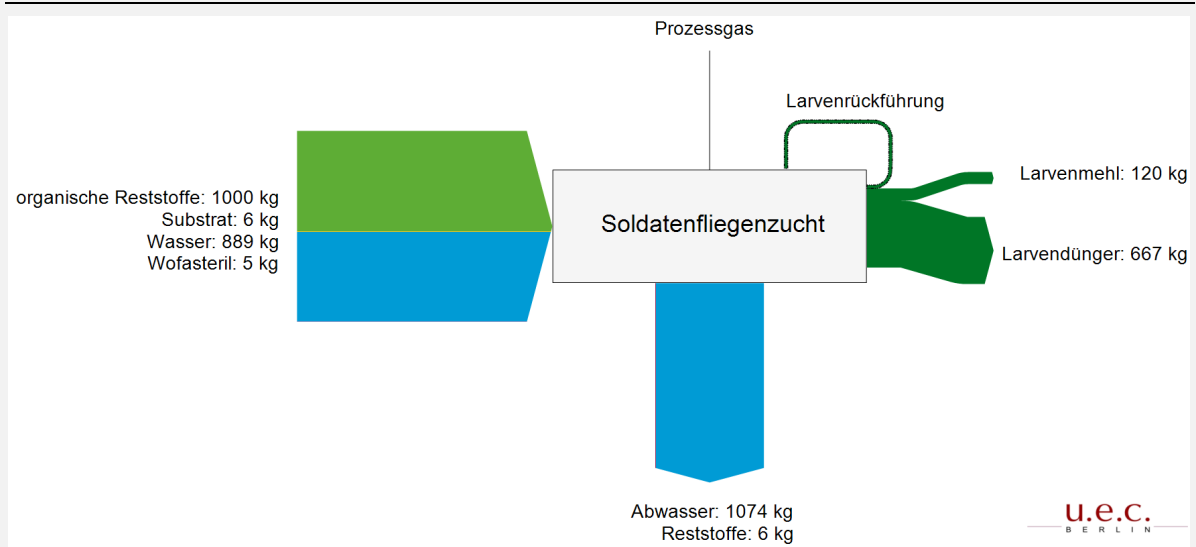
Abbildung 28: Schematische Darstellung der Verwendung organischer Abfälle zur Herstellung von Futtermittel aus Soldatenfliegenlarven



Dortmans et al. 2017

Massenbilanz

Abbildung 29: Vereinfachte Massenbilanz einer Anlage zur Zucht der Soldatenfliegenlarve



Eigene Darstellung auf Basis von Mertenat et al. 2018; ZIM 2015; Caruso et al. 2014; Bio S. Biogas GmbH 2018

Anlagenkomponenten

- | | |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <ul style="list-style-type: none"> • Zuchtkäfige • Berieselungssystem • Beleuchtungssystem • Eiablagehilfe • Inkubationskammer • Mastcontainer | <ul style="list-style-type: none"> • Absaug- und Lüftungsgebläse • Sieb • Trockner • Presse • Mühle |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|

Verfahrenskennwerte

Technischer Parameter	Einheit	Wert
Temperatur (Zucht)	°C	28 – 30
Druck	bar	atm.
Luftfeuchtigkeit	% rF	60 – 70
Lichtexposition	W/m ²	min. 500
Zyklusdauer (gesamt)	d	ca. 30
Umwandlung Abfall zu Biomasse	kg _{Organik, FS} : kg _{Larve, FS}	2 : 1 – 3 : 1
Wassergehalt Larven (lebend)	Ma.-%	60
Fettgehalt Larven (getrocknet)	Ma.-%	30 – 40
Proteingehalt Larven (getrocknet)	Ma.-%	40

Wirtschaftliche Parameter

In Europa verhindert das durch den BSE-Skandal 2001 geprägte Futtermittelgesetz gegenwärtig noch eine wirtschaftliche Zucht und Vermarktung der Soldatenfliegenlarve bzw. der aus ihr herstellbaren Produkte. Es existieren lediglich Kleinanlagen, die die Larven regional verkaufen oder Tierfutter für Haustiere auf Larvenbasis anbieten.

Literaturverzeichnis

Kürzel	Literaturnachweis
[Baumann 2019]	Baumann A., Nieto M. (2019): Bühler Insect Technology Solutions.
[Bio S. Biogas GmbH 2018]	Bio S. Biogas GmbH (2018): Fachgespräch im Rahmen einer Anlagenbesichtigung in Großsteinberg am 16.10.2018.
[Bühler 2018]	Bühler Insect Technology Solutions AG (2018): Broschüre – Insects to feed the world. Online abrufbar unter: https://www.buhlergroup.com/global/de/downloads/BITS_Brochure_2018_EN.pdf , letzter Zugriff: 19.11.2018.
[Caruso et al. 2014]	Caruso D., Devic E., Subamia I.W., Talamond P., Baras E. (2014): Technical Handbook of Domestication and Production of Diptera Black Soldier Fly (BSF) <i>Hermetia Illucens</i> , Stratiomyidae. ISBN 978-979-493-610-8, Percetakan IPB.

- [Katz 2013] Katz H. (2013): Entwicklung eines Verfahrens zur industriellen Produktion von Präpuppen der Fliege *Hermetia Illucens* zur Futterproteinproduktion.
- [ProteInsect 2015] ProteInsect – Melzer-Venturi G. (2015): ProteInsect Agri Business Toolkit. Gefördert durch das KBBE Programm der Europäische Kommission, online abrufbar unter: http://www.proteinsect.eu/fileadmin/user_upload/deliverables/Toolkit-final-V1_1.pdf, letzter Zugriff 19.11.2018.
- [Makkar et al. 2014] Makkar H., Tran G., Heuzé V., Ankers P. (2014): State-of-the-art on use of insects as animal feed. *Animal Feed Science and Technology*, Band 197, S. 1 - 33, online abrufbar unter: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0377840114000377?via%3Dihub>, letzter Zugriff 10.04.2019.
- [Mertenat et al. 2018] Mertenat A., Diener S., Zurbrügg C. (2018): Black Soldier Fly biowaste treatment – Assessment of global warming potential. *Waste Management*, Band 84, S. 173 – 181.
- [Dortmans et al. 2017] Dortmans B.M.A., Diener S., Verstappen B.M., Zurbrügg C. (2017): *Black Soldier Fly Biowaste Processing – A Step-by-Step Guide*. Eawag: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, Dübendorf, Switzerland.
- [ZIM 2015] Zentrales Innovationsprogramm Mittelstand (2015): Erfolgsbeispiel – Ein „friedlicher Job“ für die Schwarze Waffenfliege. Zentrales Innovationsprogramm Mittelstand – Kooperationsprojekte 121, online abrufbar unter: https://www.zim.de/ZIM/Redaktion/DE/Publikationen/Erfolgsbeispiele/Kooperationsprojekte/121-ein-friedlicher-job-fuer-die-schwarze-waffenfliege.pdf?__blob=publicationFile&v=2, letzter Zugriff 05.11.2018.

5 Ergebnisse der Ökobilanzen ausgewählter Verfahren

Im Folgenden werden die Ergebnisse der ausgewählten Verfahren: Hydrothermale Carbonisierung (HTC), Pyrolyse, Hydrothermale Verflüssigung (HTV), Umesterung, HEFA, Milchsäurefermentation, ABE-Fermentation, das Verfahren der Soldatenfliege sowie Kompostierung und Vergärung dargestellt.

Die hier untersuchten anderweitigen Verfahren sind nicht alle für die Behandlung der gleichen Inputmaterialien geeignet (vgl. Kapitel 4). Um einen Vergleich mit den klassischen Verfahren zu ermöglichen, wurde für die ökobilanzielle Betrachtung von HTC, HTV, Milchsäurefermentation, ABE-Fermentation und Soldatenfliegenlarve unterstellt, dass die in den zugehörigen Verfahrenssteckbriefen aufgezeigten Massen- und Energiebilanzen auch bei der Behandlung von Bioabfall zutreffend sind.

Die Umesterung und das HEFA-Verfahren sind speziell für die Behandlung von stark fett- bzw. ölhaltigen Inputstoffen entwickelte Verfahren. Hier wurde für die ökobilanzielle Betrachtung als Input Altspeiseöl zugrunde gelegt.

Die Modellierung der Pyrolyse erfolgte unter Ansatz eines holzigen Grünguts als Inputmaterial.

Im Anhang sind die wesentlichen verwendeten Bilanzdaten für die betrachteten Verfahren zusammengestellt.

In der Modellierung wurden Bau- und Abriss der Anlagen nicht betrachtet, da die hier betrachteten Verfahren über den gesamten Lebensweg hinweg vergleichbare Umweltwirkungen durch die Bereitstellung und Entsorgung der Anlagentechnik entfalten dürften. Eine Datenerhebung ist auf Basis des momentanen Entwicklungsstandes nicht sinnvoll, da nur wenige Anlagen existieren und diese oft nicht optimiert sind. Dies bedeutet, dass die Datenverfügbarkeit und -qualität für Bau und Rückbau mangelhaft ist. Insgesamt ist anzunehmen, dass die Unterschiede in der Umweltwirkung für Bau und Rückbau der Anlagen im Vergleich zu den Umweltwirkungen in der Betriebsphase über die Lebensdauer gerechnet nur geringe Wirkungen haben, insbesondere beim Durchsatz größerer Mengen. Der orangene Balken nach oben zeigt die Emissionen an, die bei der Behandlung des Bioabfalls aus der Biotonne (HTC, HTV, Milchsäurefermentation, ABE-Fermentation, Soldatenfliege, Kompostierung und Vergärung), des holzigen Grünguts (Pyrolyse) bzw. des Altspeiseöls (Umesterung und HEFA-Verfahren) entstehen, der grüne Balken nach unten stellt die Gutschriften dar, die für das Produkt aus der Behandlung vergeben werden. Der blaue nach oben oder unten weisende Balken zeigt das Netto-Ergebnis (Emissionen minus Gutschriften). Ein positiver Balken (nach oben) bedeutet, das Verfahren führt in der Summe zu negativen Umweltwirkungen, ein negativer Balken (nach unten) heißt, das Verfahren führt zu einer Umweltentlastung. Bei der Betrachtung der einzelnen Diagramme ist zu beachten, dass es sich je nach Wirkungskategorie um verschiedene Größenordnung bei den Ergebnissen handelt.

5.1 Ergebnisse der ausgewählten Wirkungskategorien für die verschiedenen Verfahren

5.1.1 Hydrothermale Carbonisierung (HTC)

Für das Verfahren zur Herstellung von HTC-Kohle, der hydrothermalen Carbonisierung (HTC), besteht ein merklicher Strombedarf, der bei geringer Massenausbeute deutliche Wirkungen entfaltet. Dem stehen die Gutschriften für den Ersatz von Holzhackschnitzeln gegenüber, die nicht in allen Kategorien deutliche Wirkungen aufweisen. In Abbildung 30 sind die Ökobilanzergebnisse der Wirkungskategorien Klimaänderung, Versauerung und Eutrophierung

für das Verfahren zur Umwandlung von Bioabfall zu HTC-Kohle dargestellt. In allen untersuchten Kategorien führt die Behandlung des Bioabfalls zu HTC-Kohle netto zu einer Belastung. Für die hydrothermale Carbonisierung wird beispielhaft eine Hotspot-Analyse durchgeführt. Für die übrigen Verfahren wird nur auf wichtige Wirkungen (siehe die ersten beiden Sätze dieses Absatzes) hingewiesen, um die Lesbarkeit des Textes zu erhöhen.

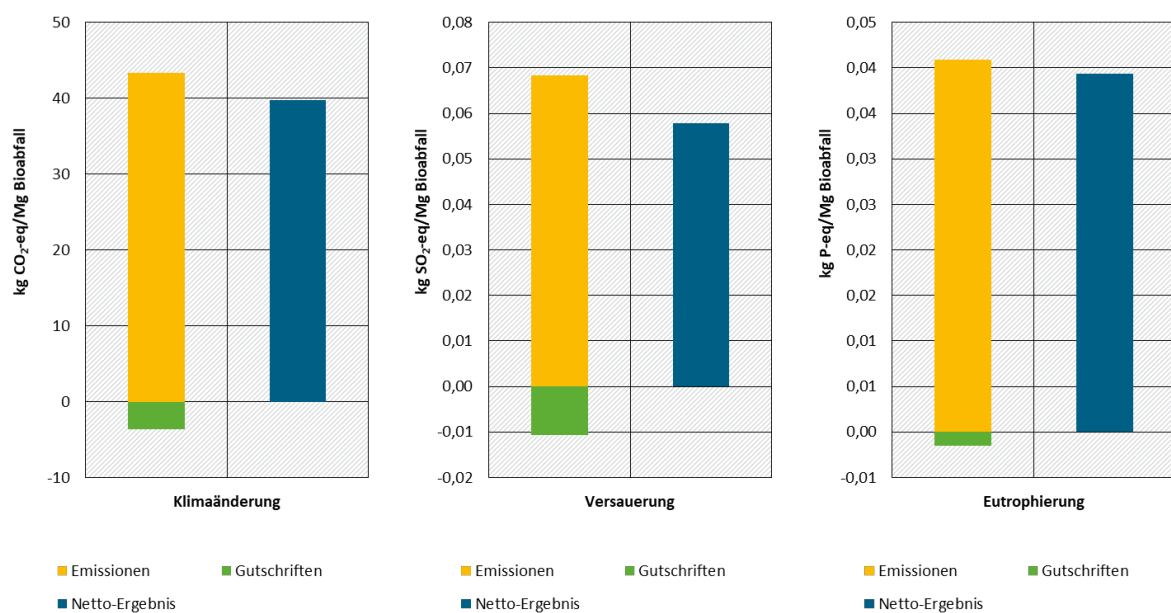
Eine Hotspot-Analyse der Wirkungskategorien für die hydrothermale Carbonisierung zeigt Folgendes:

In der Kategorie **Klimaänderung** stammt der größte Teil (knapp 60 %) der Emissionen aus der Bereitstellung von Strom. Der Strom wird insbesondere zum Betrieb des HTC-Reaktors (Temperaturen von 180 – 250 °C, Druck von 18 – 25 bar) und zur mechanischen Entwässerung des Produktstromes erforderlich. Bei den Gutschriften kommt der größte Beitrag aus dem Sägen des Holzes in der Sägemühle vor dem Häckseln zur Herstellung von Hackschnitzeln (rund 70 %).

In der Kategorie **Versauerung** entfallen rund 20 % der Emissionen auf die Bereitstellung von Biogas im Energiemix, die anderen direkten Strombereitstellungsprozesse tragen etwa 30 % bei. Die eingesparten Emissionen der Gutschrift entfallen ebenfalls auf das Sägen (rund 75 %).

In der Kategorie **Eutrophierung** stammt der größte Teil (über 90 %) der Emissionen aus den Phosphatmissionen des Braunkohleabbaus infolge des Strombedarfs. Für die Gutschrift entfallen rund 65 % der eingesparten Emissionen auf die Bereitstellung der Elektrizität in der Holzhackschnitzelproduktion.

Abbildung 30: Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Klimaänderung, Versauerung, Eutrophierung) für die hydrothermale Carbonisierung



Eigene Darstellung

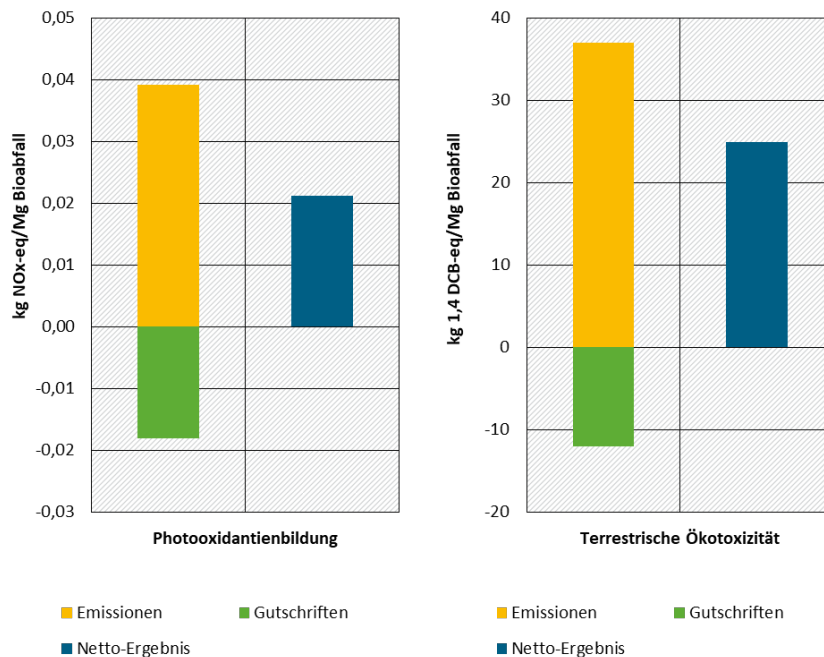
In Abbildung 31 sind die Ökobilanzergebnisse für die Wirkungskategorien Photooxidantienbildung und terrestrische Ökotoxizität dargestellt. In beiden Kategorien führt die Behandlung des Bioabfalls netto zu einer Belastung.

Eine Hotspot-Analyse dieser Kategorien zeigt Folgendes:

In der Kategorie **Photooxidantienbildung** stammen rund 40 % der Emissionen aus den Prozessen zur Strombereitstellung. Bei den Gutschriften stammen über 90 % der Emissionen aus dem Sägen des Holzes.

In der Kategorie **terrestrische Ökotoxizität** stammen 35 % der Emissionen aus der Produktion von Kupfer, welches für den Bau und Betrieb des Braunkohletagebaus notwendig ist. Bei den Gutschriften liegt der Beitrag des Sägens bei rund 85 %.

Abbildung 31: Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Photooxidantienbildung, terrestrische Ökotoxizität) für die hydrothermale Carbonisierung



Eigene Darstellung

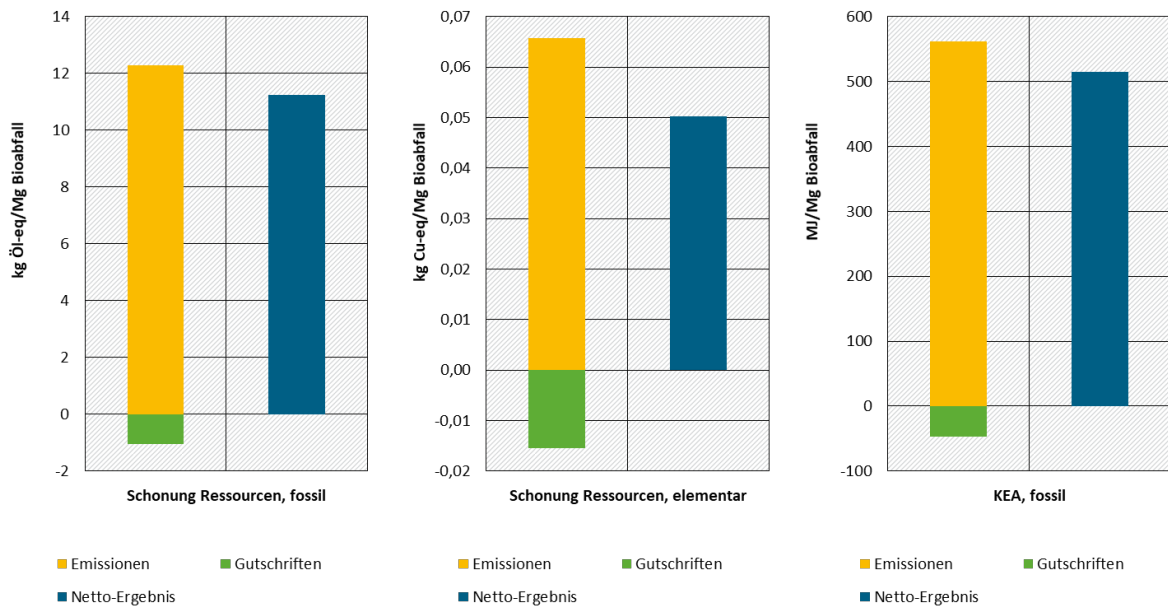
In Abbildung 32 sind die Ökobilanzergebnisse der Wirkungskategorien Schonung fossiler sowie elementarer Ressourcen und des fossilen KEAs dargestellt. In allen Kategorien Ressourcen kommt es zu einer Belastung.

Eine Hotspot-Analyse dieser Kategorien zeigt Folgendes:

In der Kategorie **Ressourcenschonung, fossil** (die Kategorie **kumulierter Energieaufwand** ist hier analog) entfallen knapp 30 % des Ressourcenbedarfs auf die Braunkohle und rund 20 % auf Steinkohle infolge des Strombedarfs. Bei der Gutschrift sind es fast 80 %, die auf das Sägen des Holzes entfallen.

In der Kategorie **Ressourcenschonung, elementar** entfallen über 50 % des Ressourcenbedarfs auf Eisenerz. Bei der Gutschrift sind es gut 55 %, die auf den Sägeprozess entfallen.

Abbildung 32: Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Schonung fossiler sowie elementarer Ressourcen und fossiler KEA) für die hydrothermale Carbonisierung

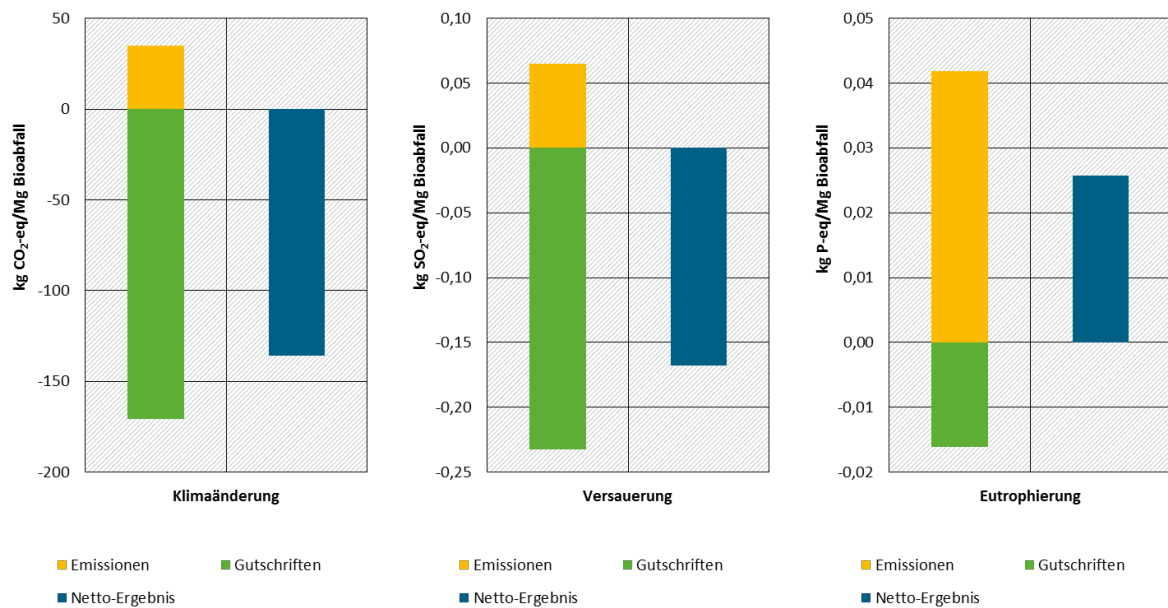


Eigene Darstellung

5.1.2 Pyrolyse

Die Pyrolyse hat einen relativ geringen Strombedarf, um die Biokohle herzustellen. Die Wärme aus dem Prozess erzeugt eine gewisse Gutschrift, welche aber den hohen Gutschriften für den Kohlenstoff und als Holzkohleersatz untergeordnet ist. In Abbildung 33 sind die Ökobilanzergebnisse der Wirkungskategorien Klimaänderung, Versauerung und Eutrophierung für die Umwandlung von holzigem Grünzeug zu Biokohle durch die Pyrolyse dargestellt.

Abbildung 33: Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Klimaänderung, Versauerung, Eutrophierung) für die Pyrolyse

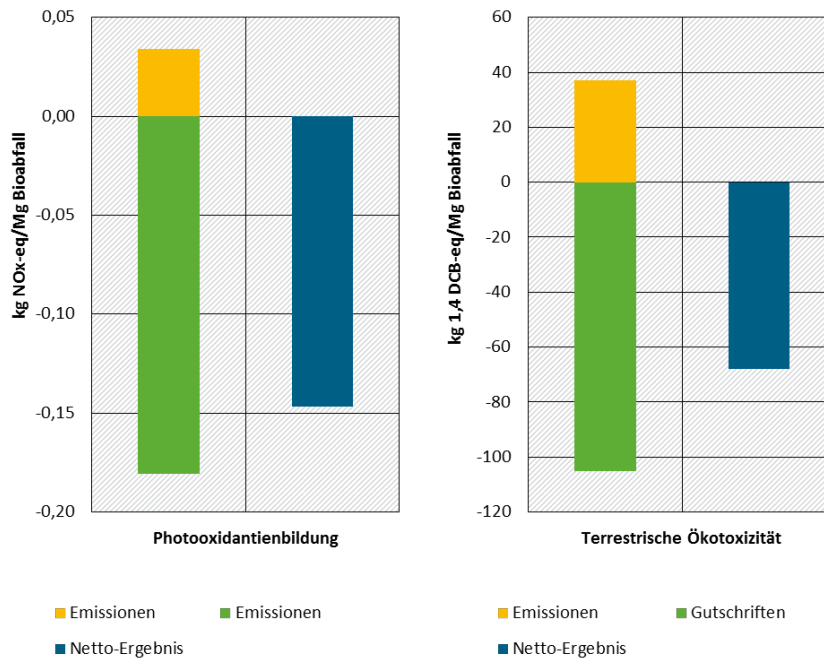


Eigene Darstellung

In den Kategorien Klimaänderung und Versauerung ergibt sich für das Pyreg-Verfahren netto eine deutliche Entlastung, für die Eutrophierung eine Belastung.

In Abbildung 34 sind die Ökobilanzergebnisse für die Wirkungskategorien Photooxidantienbildung und terrestrische Ökotoxizität dargestellt. In beiden Kategorien führt die Pyrolyse zu einer deutlichen Entlastung.

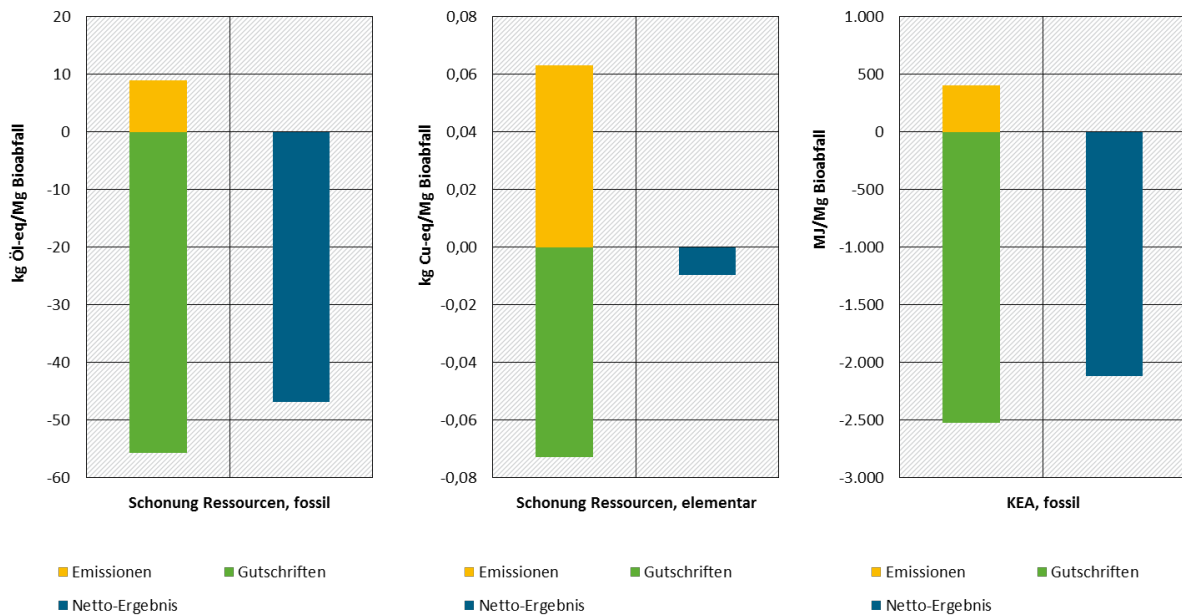
Abbildung 34: Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Photooxidantienbildung, terrestrische Ökotoxizität) für die Pyrolyse



Eigene Darstellung

In Abbildung 35 sind die Ökobilanzergebnisse der Wirkungskategorien Schonung fossiler sowie elementarer Ressourcen und des fossilen KEAs dargestellt. In beiden Kategorien Schonung fossiler Ressourcen und KEA, fossil führt die Pyrolyse netto zu einer deutlichen Entlastung. In der Kategorie Schonung elementarer Ressourcen zu einer geringeren Netto-Entlastung.

Abbildung 35: Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Schonung fossiler sowie elementarer Ressourcen und fossiler KEA) für die Pyrolyse



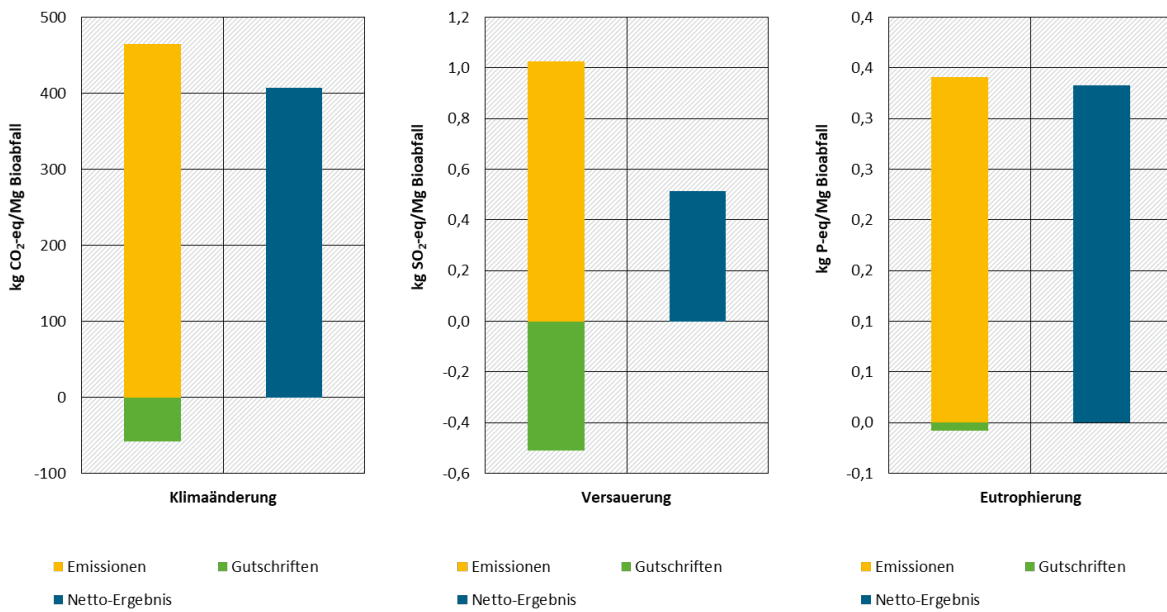
Eigene Darstellung

In der Pyrolyse werden 589 kg Torf pro Tonne holziges Grüngut substituiert. Diese sind in ökobilanziellen Berechnungen bereits enthalten. In [Wagner et. al 2019] ist eine Messreihe für den PAK-Gehalt der Pflanzenkohle gezeigt. Der EBC Richtwert für Premium-Pflanzenkohle beträgt hierbei 4 mg PAK pro Kilogramm Pflanzenkohle und wurde nur von einer Probe knapp überschritten, während die übrigen Proben deutlich darunter bleiben. Wenn 4 mg PAK pro Kilogramm Pflanzenkohle angesetzt werden, ergibt sich eine Fracht von 500 mg PAK pro Tonne pyrolysiertem holzigem Grüngut.

5.1.3 Hydrothermale Verflüssigung (HTV)

Die hydrothermale Verflüssigung (HTV) hat einen hohen Strombedarf. Die Gutschrift für das entstehende Öl, welche äquivalent zu Schweröl ist, fällt demgegenüber gering aus, da Schweröl trotz des hohen Energieinhalts durch die Allokation in Raffinerieprozessen nur geringe Wirkungen zugeordnet bekommt. In Abbildung 36 sind die Ökobilanzergebnisse der Wirkungskategorien Klimaänderung, Versauerung und Eutrophierung für das HTV-Verfahren dargestellt. In den Kategorien Klimaänderung, Eutrophierung und Versauerung ergeben sich deutliche Belastungen.

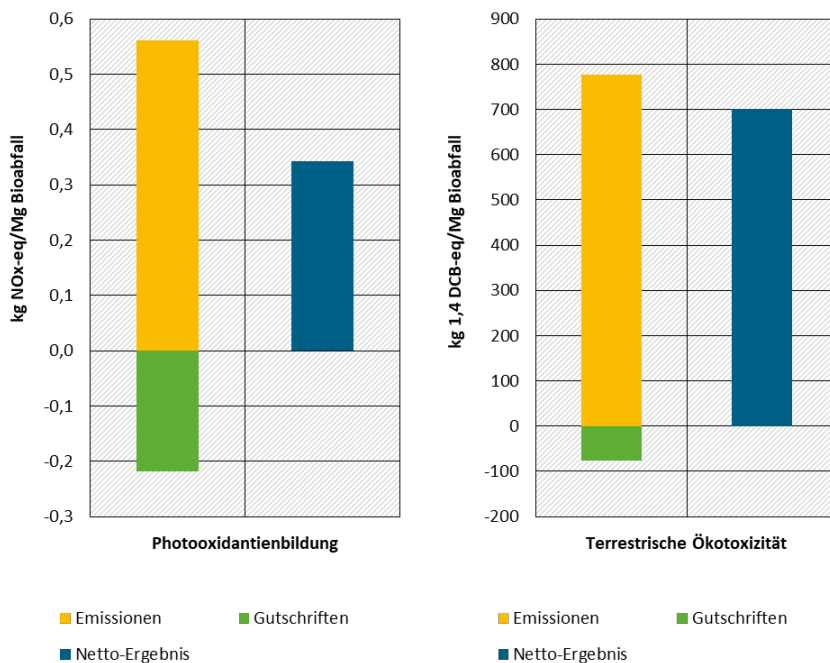
Abbildung 36: Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Klimaänderung, Versauerung, Eutrophierung) für das HTV-Verfahren



Eigene Darstellung

In Abbildung 37 sind die Ökobilanzergebnisse für die Wirkungskategorien Photooxidantienbildung und terrestrische Ökotoxizität dargestellt. In beiden Kategorien ergibt sich netto eine Belastung.

Abbildung 37: Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Photooxidantienbildung, terrestrische Ökotoxizität) für das HTV-Verfahren

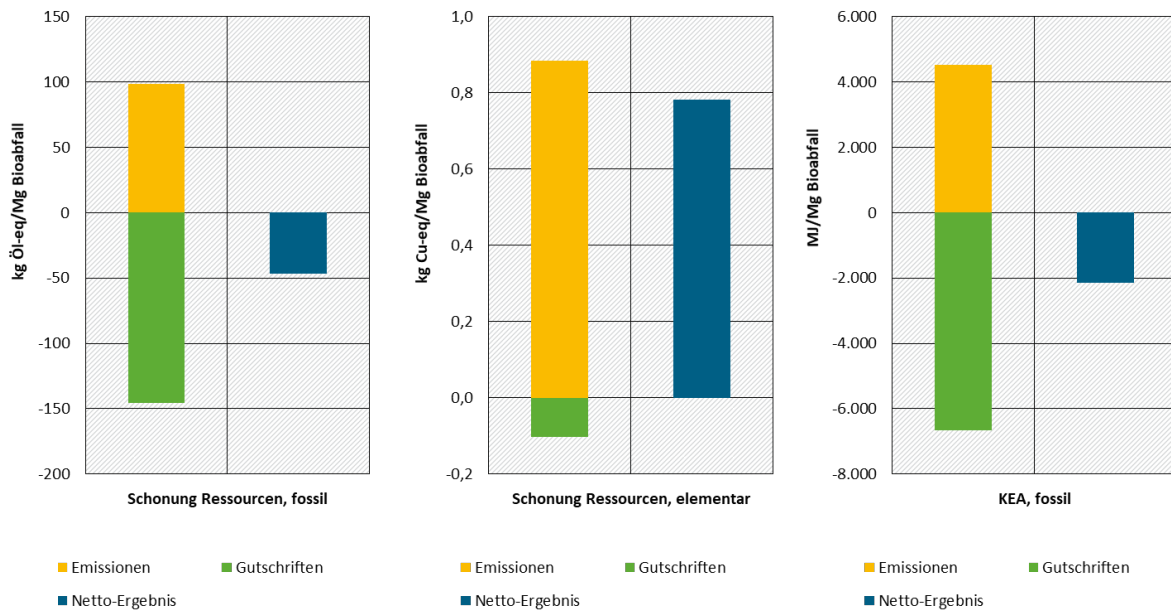


Eigene Darstellung

In Abbildung 38 sind die Ökobilanzergebnisse der Wirkungskategorien Schonung fossiler sowie elementarer Ressourcen und des fossilen KEAs dargestellt. In der Kategorie Schonung fossiler Ressourcen sowie beim KEA führt das HTV-Verfahren netto zu einer Entlastung durch die

Substitution von Schweröl. Dies liegt darin begründet, dass Schweröl in der Produktion einen Faktor von 1,2 Öläquivalenten pro kg aufweist und im HTV-Prozess 120 kg HTV-Öl entstehen. Beim KEA ist es ähnlich, da jedes kg Öl einen KEA von 56 MJ (inklusive Produktionsaufwand) aufweist. Da die Anwendungen von Schweröl tendenziell rückgängig sind, wird diese Substitutions- und somit Entlastungsoption in der Zukunft nicht mehr zur Verfügung stehen. In der Kategorie Schonung elementarer Ressourcen kommt es hingegen zu einer Belastung.

Abbildung 38: Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Schonung fossiler sowie elementarer Ressourcen und fossiler KEA) für das HTV-Verfahren

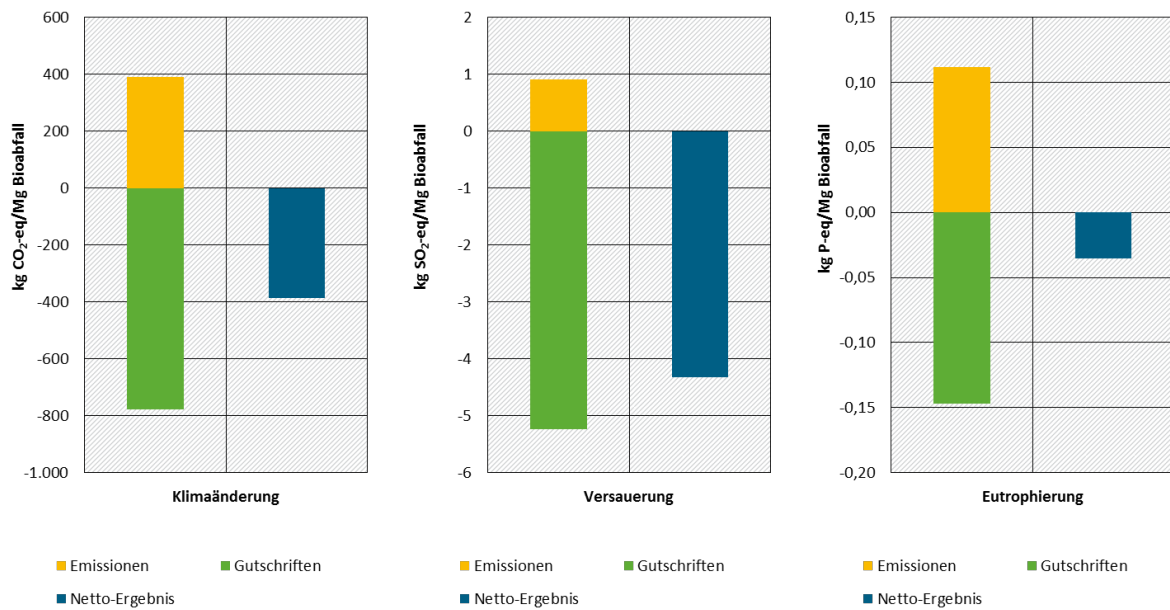


Eigene Darstellung

5.1.4 Umesterung

Die Umesterung hat einen relativ geringen Strombedarf, benötigt aber eine große Wärmemenge, um das hochenergiehaltige Pflanzenöl in Diesel umzuwandeln. Diesem Aufwand stehen deutliche Gutschriften für den ersetzten Diesel gegenüber. In Abbildung 39 sind die Ökobilanzergebnisse der Wirkungskategorien Klimaänderung, Versauerung und Eutrophierung für die Umesterung von Altfetten zu Biodiesel dargestellt. In den Kategorien Klimaänderung und Eutrophierung ergeben sich netto Entlastungen. Zu einer deutlichen Nettoentlastung führt die Umesterung auch bei der Versauerung.

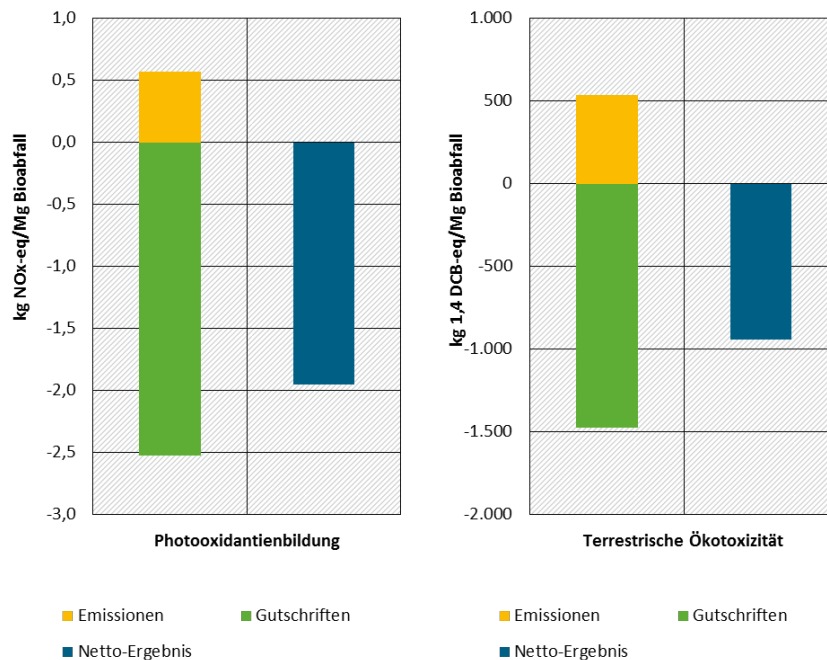
Abbildung 39: Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Klimaänderung, Versauerung, Eutrophierung) für die Umesterung



Eigene Darstellung

In Abbildung 40 sind die Ökobilanzergebnisse für die Wirkungskategorien Photooxidantienbildung und terrestrische Ökotoxizität dargestellt. In beiden Kategorien führt die Umesterung netto zu einer deutlichen Entlastung.

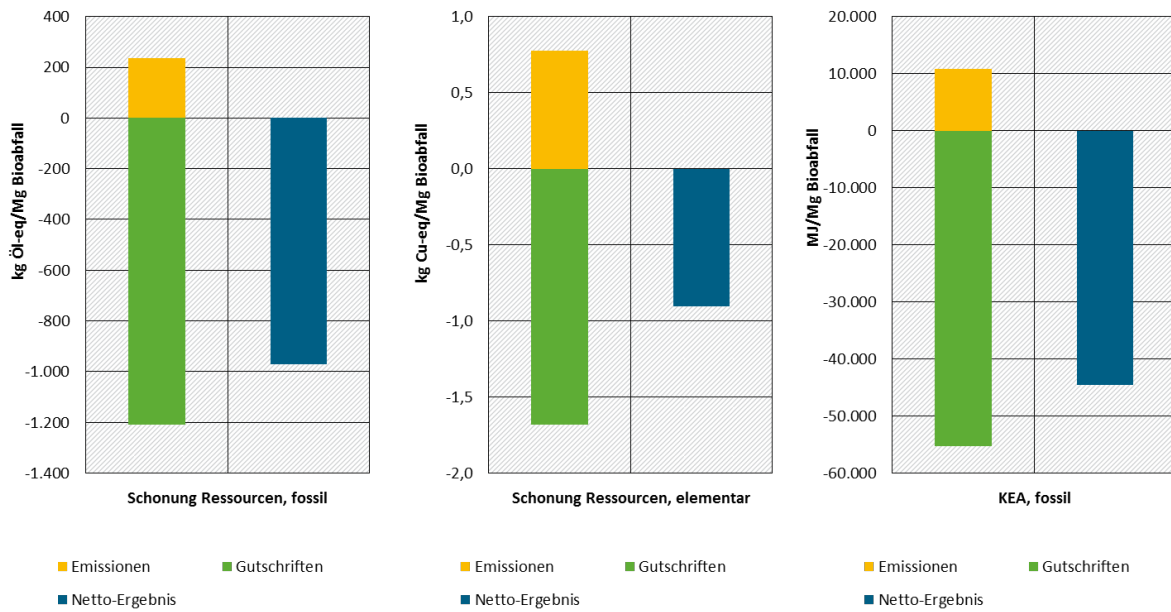
Abbildung 40: Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Photooxidantienbildung, terrestrische Ökotoxizität) für die Umesterung



Eigene Darstellung

In Abbildung 41 sind die Ökobilanzergebnisse der Wirkungskategorien Schonung fossiler sowie elementarer Ressourcen und des fossilen KEAs dargestellt. In beiden Kategorien sowie dem KEA führt die Umesterung netto zu einer deutlichen Entlastung.

Abbildung 41: Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Schonung fossiler sowie elementarer Ressourcen und fossiler KEA) für die Umesterung

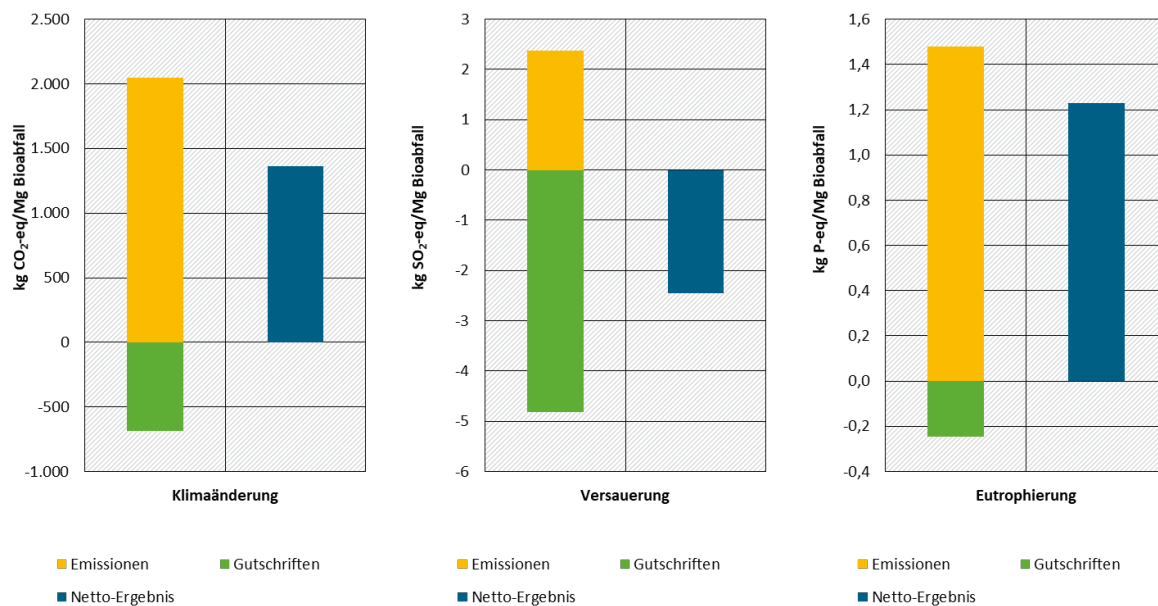


Eigene Darstellung

5.1.5 HEFA-Verfahren

Das HEFA-Verfahren hat einen hohen Strombedarf zur Bereitstellung von Wasserstoff. Es stellt allerdings aus dem hochenergiehaltigen Altspeiseöl Produkte her, welche deutliche Gutschriften aus dem Ersatz von fossilen Stoffen bedeuten. In Abbildung 42 sind die Ökobilanzergebnisse der Wirkungskategorien Klimaänderung, Versauerung und Eutrophierung für die Umwandlung von Altfett zu Biokraftstoff durch das HEFA-Verfahren dargestellt.

Abbildung 42: Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Klimaänderung, Versauerung, Eutrophierung) für das HEFA-Verfahren

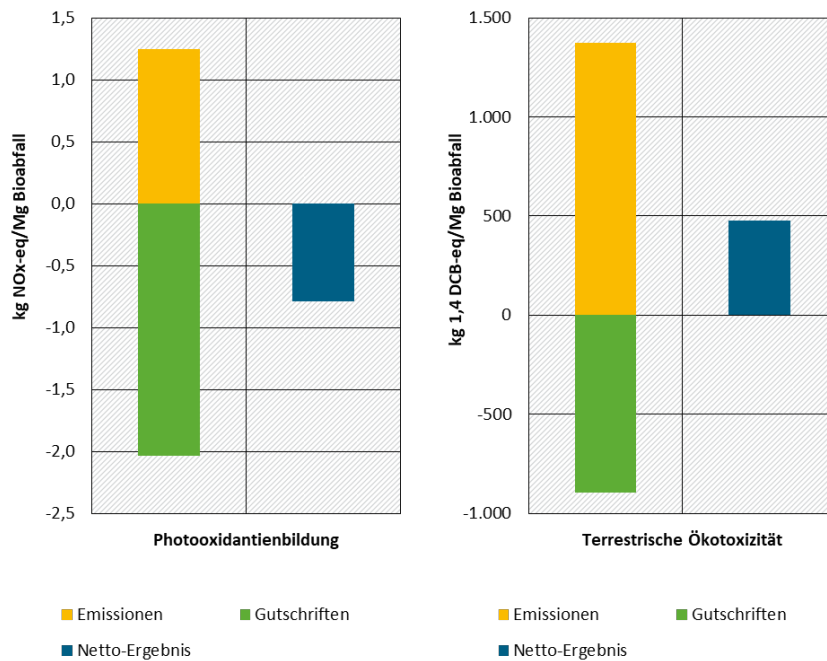


Eigene Darstellung

Bei der Kategorie Klimaänderung ergibt sich netto eine deutliche Belastung. Auch bei der Eutrophierung führt das HEFA-Verfahren zu einer Belastung. Zu einer Nettoentlastung führt das Verfahren hingegen bei der Versauerung.

In Abbildung 43 sind die Ökobilanzergebnisse für die Wirkungskategorien Photooxidantienbildung und terrestrische Ökotoxizität dargestellt. In der Kategorie Photooxidantienbildung führt das HEFA-Verfahren netto zu einer geringen Entlastung. Das Nettoergebnis bei der terrestrischen Ökotoxizität zeigt dagegen eine geringe Belastung.

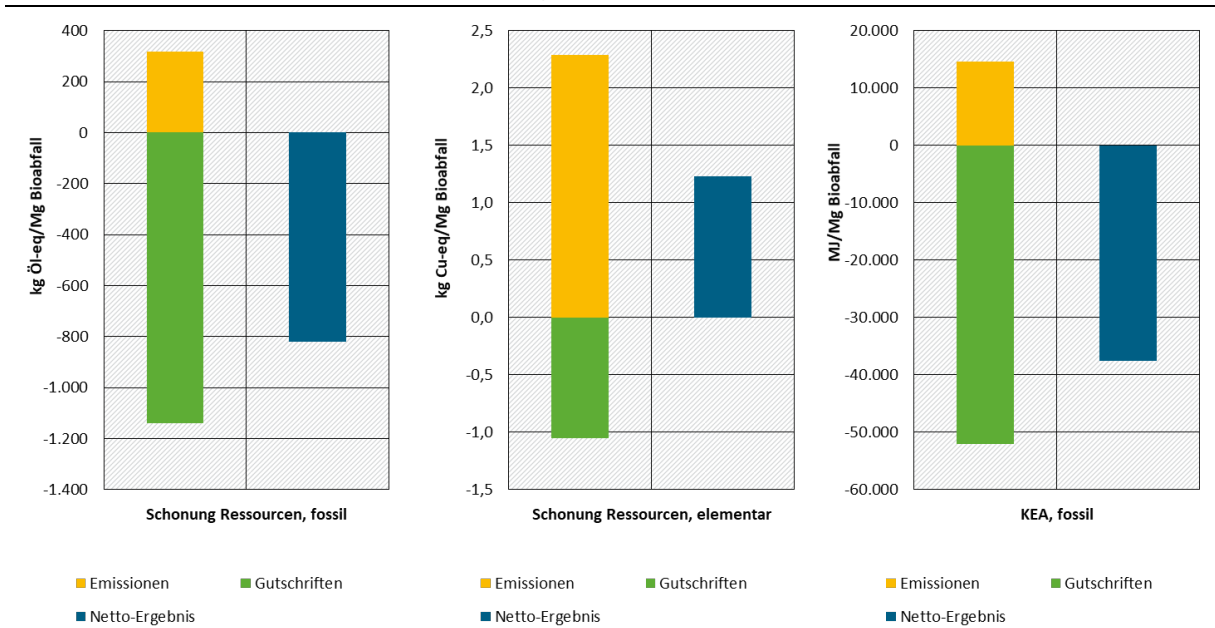
Abbildung 43: Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Photooxidantienbildung, terrestrische Ökotoxizität) für das HEFA-Verfahren



Eigene Darstellung

In Abbildung 44 sind die Ökobilanzergebnisse der Wirkungskategorien Schonung fossiler sowie elementarer Ressourcen und des fossilen KEAs dargestellt. In der Kategorie fossile Ressourcenschonung sowie dem KEA führt das HEFA-Verfahren netto zu einer deutlichen Entlastung. Eine Belastung ergibt sich für die Kategorie Schonung elementarer Ressourcen.

Abbildung 44: Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Schonung fossiler sowie elementarer Ressourcen und fossiler KEA) für das HEFA-Verfahren

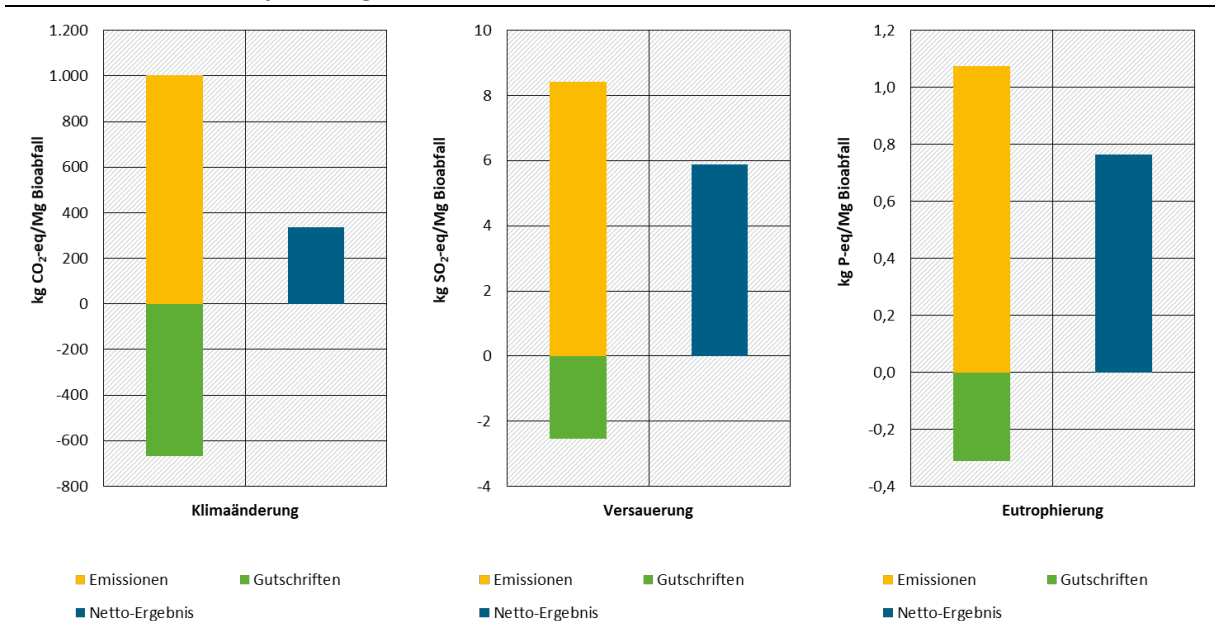


Eigene Darstellung

5.1.6 Milchsäurefermentation

Die Milchsäurefermentation hat einen sehr hohen Strombedarf. Dem gegenüber stehen Gutschriften für die Bereitstellung von Kunststoff (PLA) sowie die Gutschriften, welche auch in der Vergärung anfallen (Strom, Wärme, Gärreste), nur in geringerem Umfang. In Abbildung 45 sind die Ökobilanzergebnisse der Wirkungskategorien Klimaänderung, Versauerung und Eutrophierung für die Milchsäurefermentation dargestellt. In allen drei Kategorien ergibt sich eine Belastung.

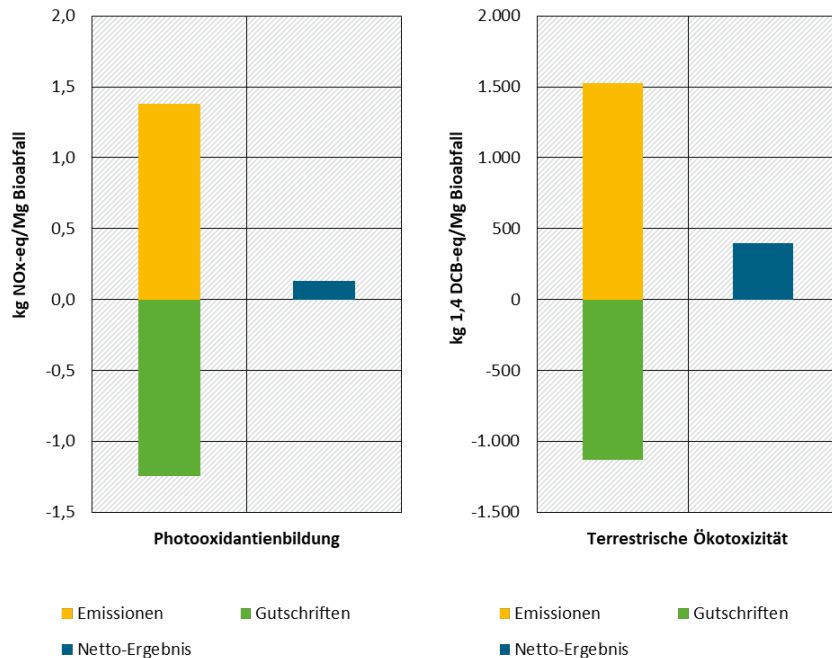
Abbildung 45: Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Klimaänderung, Versauerung, Eutrophierung) für die Milchsäurefermentation



Eigene Darstellung

In Abbildung 46 sind die Ökobilanzergebnisse für die Wirkungskategorien Photooxidantienbildung und terrestrische Ökotoxizität dargestellt. In beiden Kategorien ergibt sich für die Milchsäurefermentation eine Belastung.

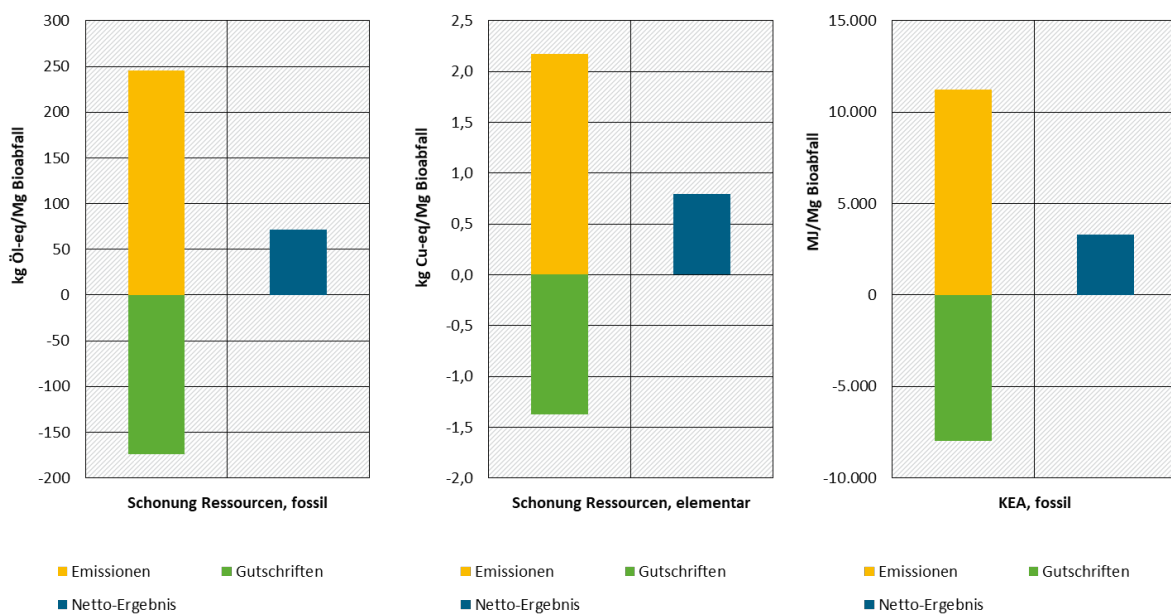
Abbildung 46: Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Photooxidantienbildung, terrestrische Ökotoxizität) für die Milchsäurefermentation



Eigene Darstellung

In Abbildung 47 sind die Ökobilanzergebnisse der Wirkungskategorien Schonung fossiler sowie elementarer Ressourcen und des fossilen KEAs dargestellt. In beiden Kategorien sowie dem KEA führt die Fermentation netto zu einer Belastung.

Abbildung 47: Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Schonung fossiler sowie elementarer Ressourcen und fossiler KEA) für die Milchsäurefermentation



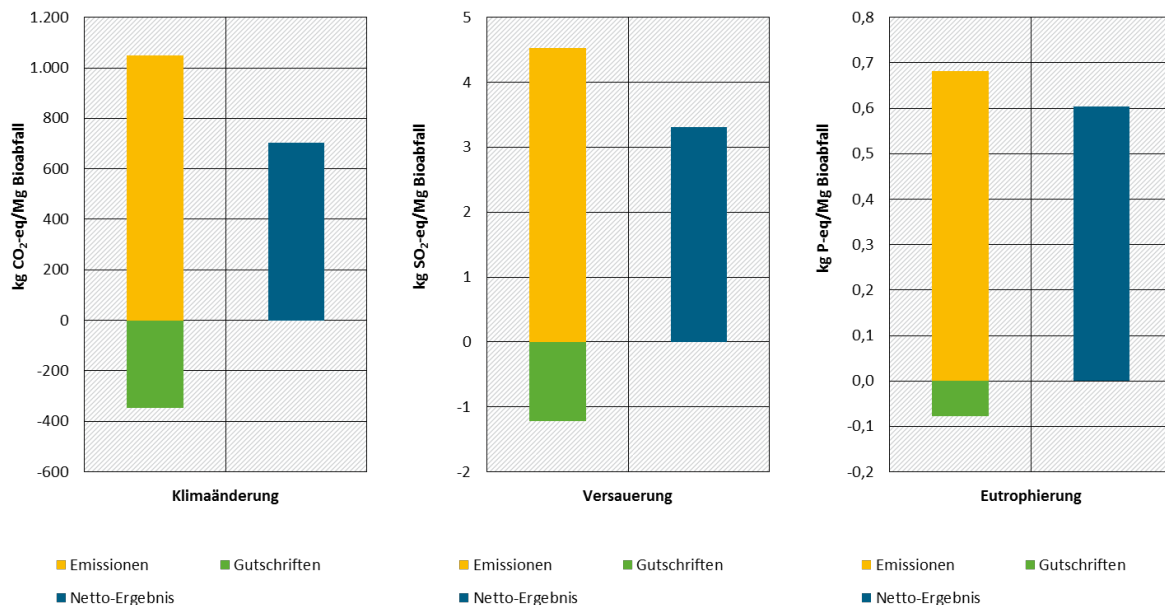
Eigene Darstellung

Folgende Substitute/vermiedene Emissionen (außer Uran) sind in den dargestellten Wirkungskategorien bereits mitberechnet und werden hier zusätzlich separat dargestellt: Es werden pro Mg Bioabfall 60 kg Torf und 1,63 kg Phosphatdünger (berechnet als P_2O_5) substituiert und 0,68 g Uran über die Substitution des Phosphatdüngers vermieden. Die Cadmiumfracht in den ausgebrachten Produktmengen entspricht der Fracht der vermiedenen Emissionen aus dem Phosphatdünger.

5.1.7 ABE-Fermentation

Die ABE-Fermentation hat einen deutlichen Strom und Wärmebedarf, wodurch hohe Belastungen verursacht werden. Die Ausbeute an Produkten ist sehr gering, weshalb die Gesamtgutschrift nicht sehr hoch ausfällt, trotz des hohen Energiegehalts der Produkte. In Abbildung 48 sind die Ökobilanzergebnisse der Wirkungskategorien Klimaänderung, Versauerung und Eutrophierung für die ABE-Fermentation von Bioabfall dargestellt. In allen drei Kategorien ergibt sich eine deutliche Belastung.

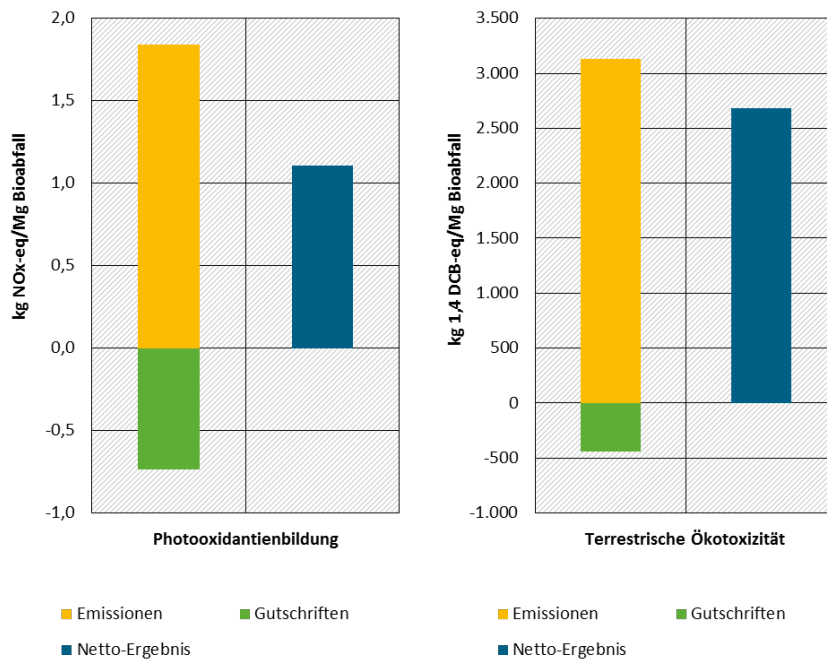
Abbildung 48: Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Klimaänderung, Versauerung, Eutrophierung) für die ABE-Fermentation



Eigene Darstellung

In Abbildung 49 sind die Ökobilanzergebnisse für die Wirkungskategorien Photooxidantienbildung und terrestrische Ökotoxizität dargestellt. In beiden Kategorien ergibt sich netto eine deutliche Belastung.

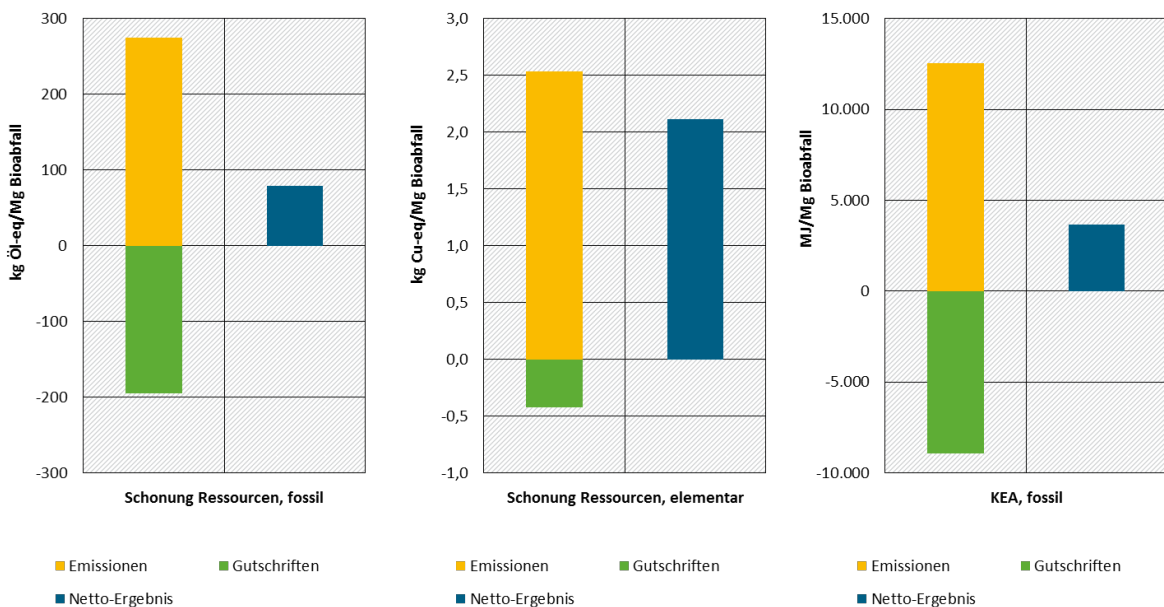
Abbildung 49: Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Photooxidantienbildung, terrestrische Ökotoxizität) für die ABE-Fermentation



Eigene Darstellung

In Abbildung 50 sind die Ökobilanzergebnisse der Wirkungskategorien Schonung fossiler sowie elementarer Ressourcen und des fossilen KEAs dargestellt. In beiden Kategorien sowie dem KEA führt die ABE-Fermentation netto zu einer Belastung.

Abbildung 50: Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Schonung fossiler sowie elementarer Ressourcen und fossiler KEA) für die ABE-Fermentation



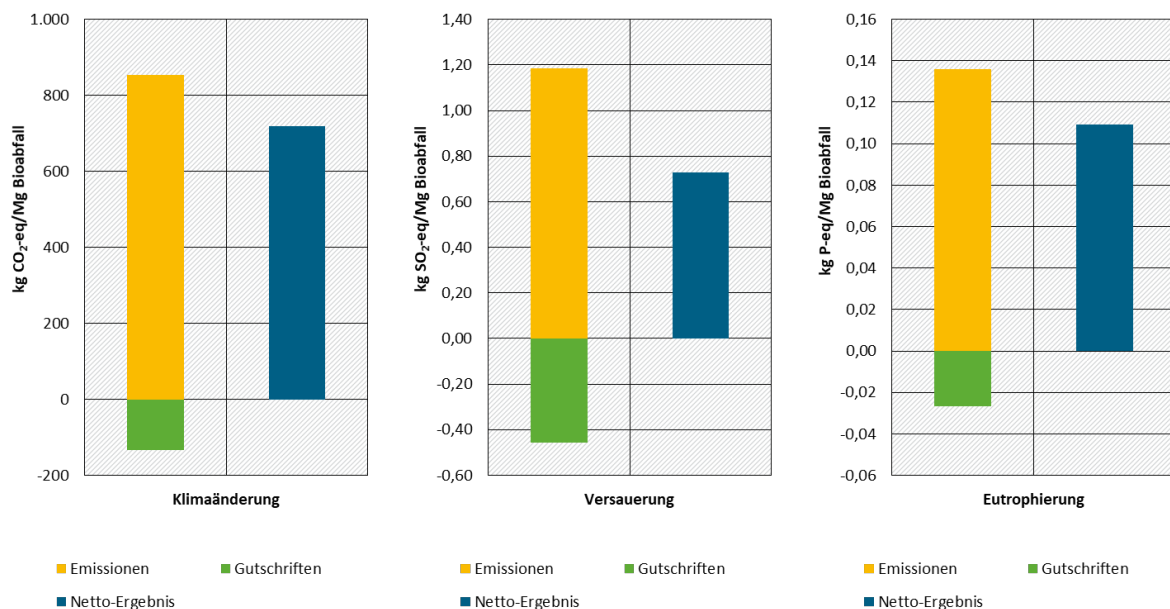
Eigene Darstellung

5.1.8 Soldatenfliege

Für das Verfahren zur Herstellung von Futtermitteln über Soldatenfliegenlarven wirkt sich der hohe Wärmebedarf für die Aufzucht in fast allen Kategorien deutlich aus. Dem stehen nur geringe Gutschriften für den Ersatz von Proteinfutter gegenüber. Die benötigte Wärme hat ein geringes Temperaturniveau, weshalb sie an geeigneten Standorten problemlos durch Abwärme bereitgestellt werden kann und damit die Emissionen des Verfahrens deutlich verringert. In der vorliegenden ökobilanziellen Betrachtung wird jedoch davon ausgegangen, dass die benötigte Wärme eigenständig durch das Verfahren bereitgestellt werden muss.

In Abbildung 51 sind die Ökobilanzergebnisse der Wirkungskategorien Klimaänderung, Versauerung und Eutrophierung für die Behandlung von Bioabfall mit Soldatenfliegenlarven dargestellt. In allen drei Kategorien führt der Einsatz von Soldatenfliegenlarven zur Behandlung von Bioabfall zu einer Belastung.

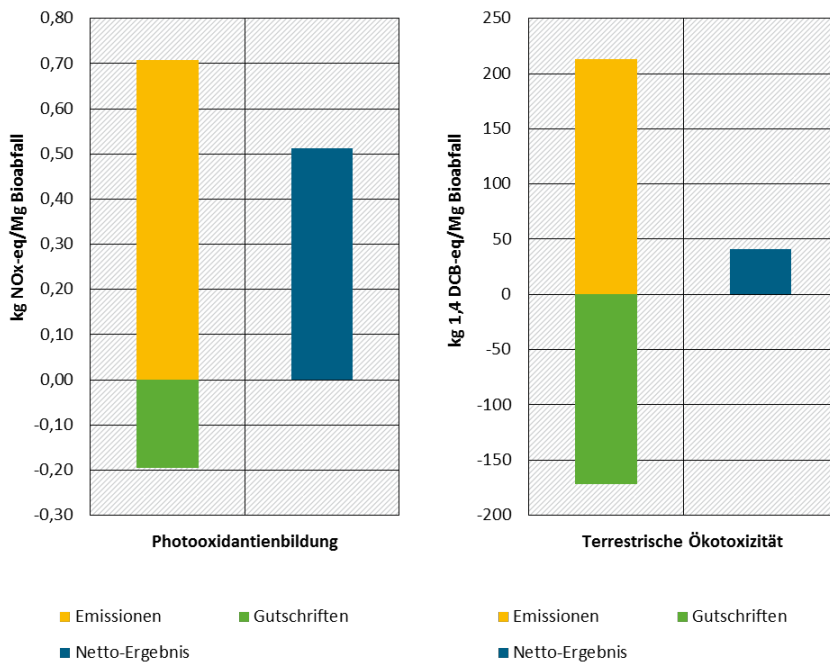
Abbildung 51: Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Klimaänderung, Versauerung, Eutrophierung) für das Soldatenfliegenverfahren



Eigene Darstellung

In Abbildung 52 sind die Ökobilanzergebnisse für die Wirkungskategorien Photooxidantienbildung und terrestrische Ökotoxizität dargestellt. In der Kategorie Photooxidantienbildung führt der Einsatz von Soldatenfliegenlarven netto zu einer deutlichen Belastung. Das Nettoergebnis bei der terrestrischen Ökotoxizität weist eine geringe Belastung auf.

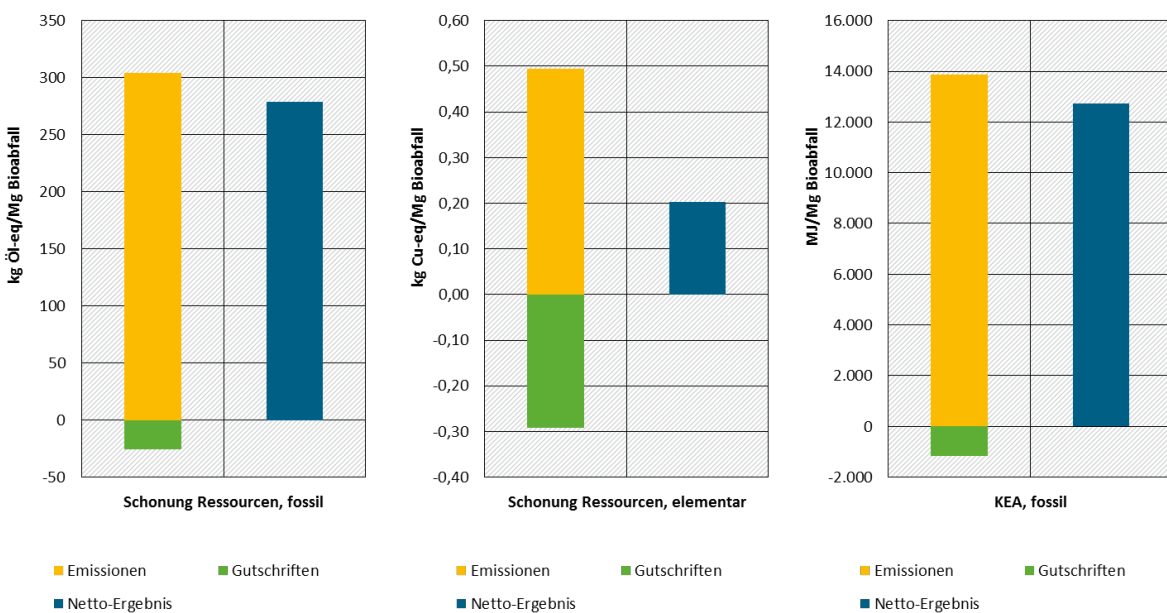
Abbildung 52: Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Photooxidantienbildung, terrestrische Ökotoxizität) für das Soldatenfliegenverfahren



Eigene Darstellung

In Abbildung 53 sind die Ökobilanzergebnisse der Wirkungskategorien Schonung fossiler sowie elementarer Ressourcen und des fossilen KEAs dargestellt. In der Kategorie fossile Ressourcen sowie beim fossilen KEA führt die Behandlung des Abfalls netto zu einer deutlichen Belastung. In der Kategorie elementare Ressourcen kommt es im Verhältnis zu einer etwas geringeren Belastung.

Abbildung 53: Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Schonung fossiler sowie elementarer Ressourcen und fossiler KEA) für das Soldatenfliegenverfahren



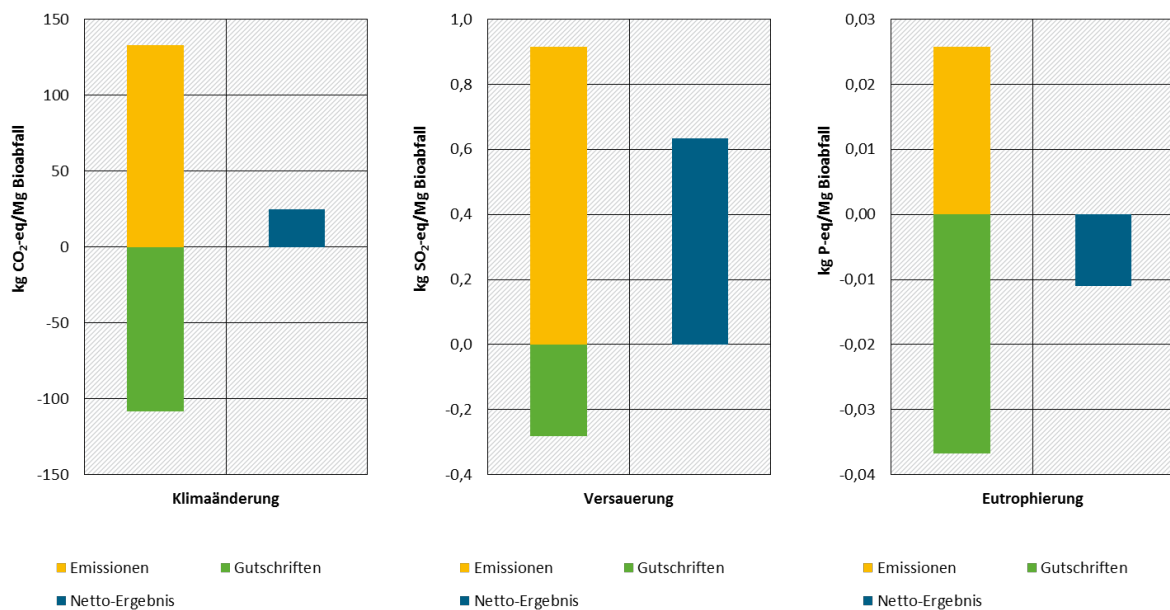
Eigene Darstellung

Folgende Substitute/vermiedene Emissionen (außer Uran) sind in den dargestellten Wirkungskategorien bereits mitberechnet und werden hier zusätzlich separat dargestellt: Es werden pro Mg Bioabfall 61 kg Torf und 1,26 kg Phosphatdünger (berechnet als P_2O_5) substituiert und 0,52 g Uran über die Substitution des Phosphatdüngers vermieden. Die Cadmiumfracht in den ausgebrachten Produktmengen entspricht der Fracht der vermiedenen Emissionen aus dem Phosphatdünger.

5.1.9 Kompostierung

Die Kompostierung benötigt Strom und Diesel für die Behandlung des Bioabfalls. Hinzu kommen Emissionen aus der Behandlung vor allem in Form von Ammoniak und Methan, die sich negativ auswirken. Als Produkt entsteht Kompost, welcher eine Gutschrift für die Düngbestandteile sowie den Kohlenstoff enthält. Bilanziert wird hier eine geschlossene Kompostierung. In Abbildung 54 sind die Ökobilanzergebnisse der Wirkungskategorien Klimaänderung, Versauerung und Eutrophierung für die Kompostierung von Bioabfall dargestellt. Bei der Kategorie Klimaänderung ergibt sich netto eine geringe Belastung. Bei der Eutrophierung führt die Kompostierung von Bioabfall zu einer Entlastung. Zu einer deutlichen Nettobelastung führt die Kompostierung hingegen bei der Versauerung.

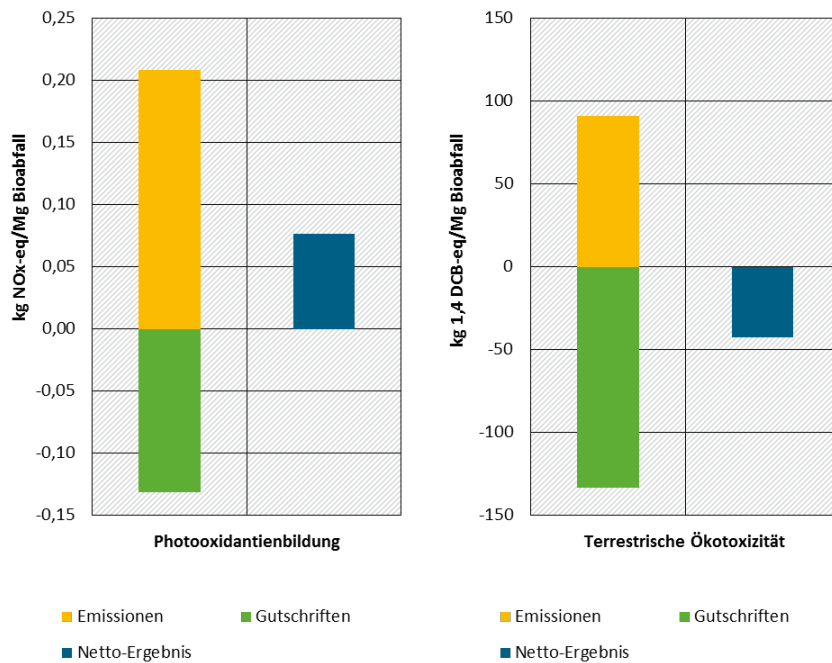
Abbildung 54: Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Klimaänderung, Versauerung, Eutrophierung) für die Kompostierung



Eigene Darstellung

In Abbildung 55 sind die Ökobilanzergebnisse für die Wirkungskategorien Photooxidantienbildung und terrestrische Ökotoxizität dargestellt. In der Kategorie Photooxidantienbildung führt die Kompostierung netto zu einer Belastung. Das Nettoergebnis bei der terrestrischen Ökotoxizität zeigt dagegen eine Entlastung.

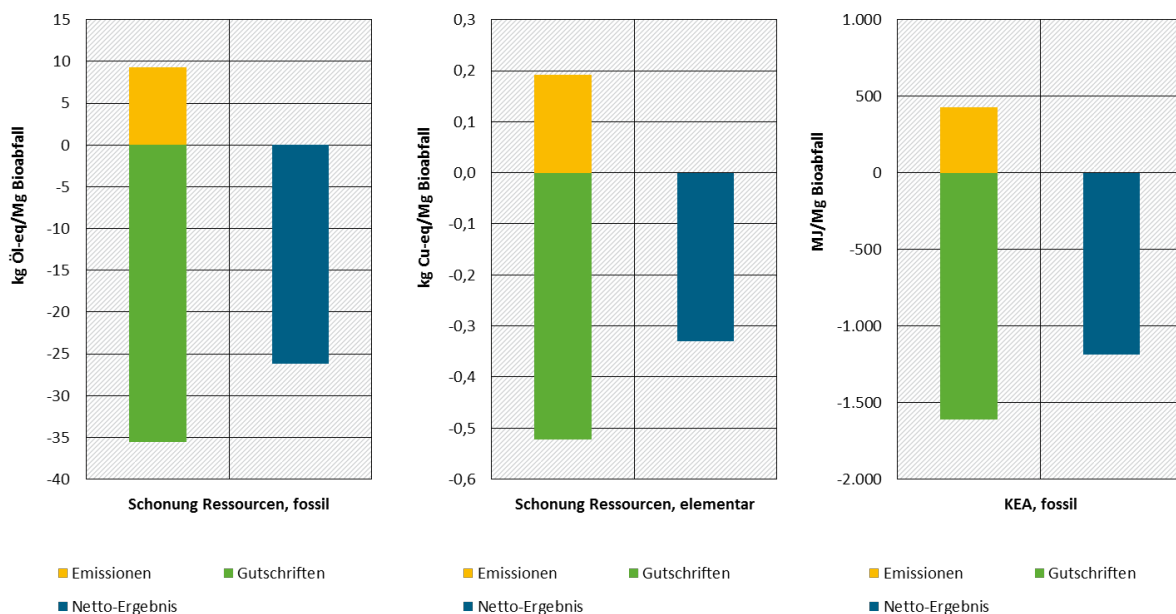
Abbildung 55: Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Photooxidantienbildung, terrestrische Ökotoxizität) für die Kompostierung



Eigene Darstellung

In Abbildung 56 sind die Ökobilanzergebnisse der Wirkungskategorien Schonung fossiler sowie elementarer Ressourcen und des fossilen KEAs dargestellt. In beiden Kategorien sowie dem KEA führt die Kompostierung von Bioabfall netto zu einer Entlastung.

Abbildung 56: Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Schonung fossiler sowie elementarer Ressourcen und fossiler KEA) für die Kompostierung



Eigene Darstellung

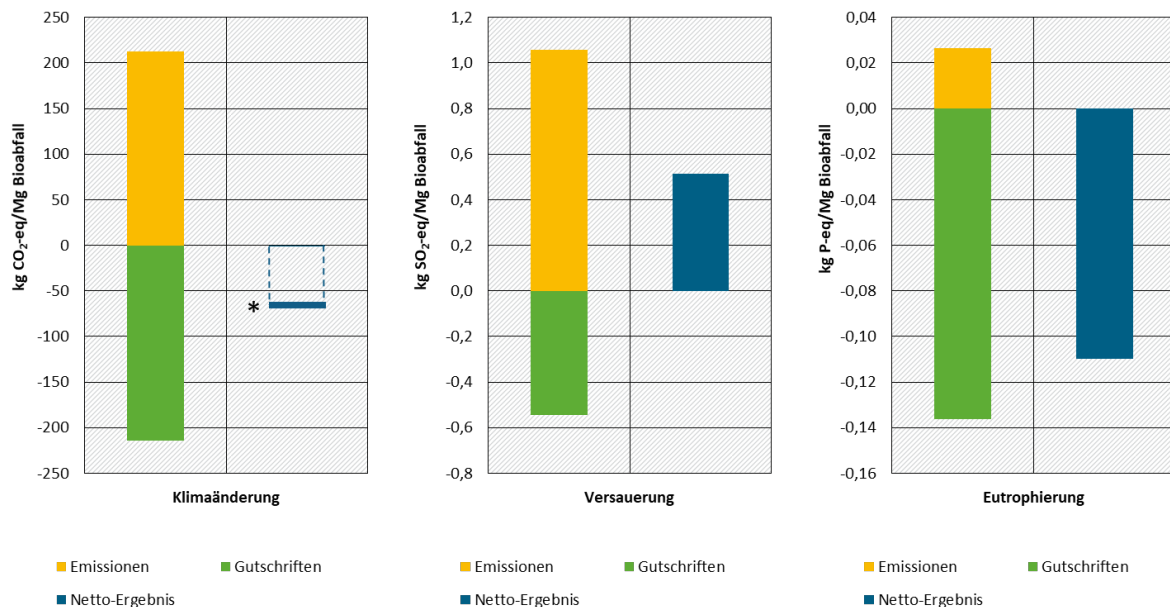
Folgende Substitute/vermiedene Emissionen (außer Uran) sind in den dargestellten Wirkungskategorien bereits mitberechnet und werden hier zusätzlich separat dargestellt: Es werden pro Mg Bioabfall 91 kg Torf und 1,89 kg Phosphatdünger (berechnet als P₂O₅)

substituiert und 0,78 g Uran über die Substitution des Phosphatdüngers vermieden. Die Cadmiumfracht in den ausgebrachten Produktmengen entspricht der der vermiedenen Emissionen aus dem Phosphatdünger.

5.1.10 Vergärung

Analog zur Kompostierung benötigt die Vergärung Strom und Diesel. Die Emissionen sind ebenfalls höher, vor allem die des Methans. Demgegenüber stehen Gutschriften für den erzeugten Strom sowie einen Teil der Wärme bei der Nutzung des Biogases. Wie beim Kompost ergeben sich Gutschriften für die Düngebestandteile sowie den enthaltenen Kohlenstoff in den Endprodukten (feste und flüssige Gärreste). Bilanziert werden hier Garagenfermenter und kontinuierlich betriebene Trockenfermenter, entsprechenden dem Anlagenpark in [Bulach 2015], wobei Anlagen zur Behandlung von Lebensmittelabfällen (Nassfermenter) und andere Sonderanlagen nicht betrachtet werden. Aus den Daten der einzelnen Anlagen wurden Daten für eine solche fiktive mittlere Vergärungsanlage berechnet. In Abbildung 57 sind die Ökobilanzergebnisse der Wirkungskategorien Klimaänderung, Versauerung und Eutrophierung für die Vergärung von Bioabfall dargestellt. In der Kategorie Klimaänderung liegt das Ergebnis um den Nullpunkt, wenn Werte für den Anlagenbestand in Deutschland im Jahr 2015 herangezogen werden. Bei Verwendung von Emissionswerten aus der Vergärungsanlage in Berlin laut [Kanning 2015], sinkt die Umweltwirkung drastisch und es kommt zu einer Nettoentlastung von rund 70 kg CO₂-Äquivalenten pro Tonne Bioabfall. Die Emissionswerte sind hier rund 80 % niedriger und können für zukünftig gebaute Anlagen, die dem aktuellen Stand der Technik entsprechen, als Referenzwert betrachtet werden. In der Kategorie Versauerung führt die Vergärung zu einer Nettobelastung. Bei der Eutrophierung führt die Vergärung wiederum zu einer deutlichen Entlastung.

Abbildung 57: Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Klimaänderung, Versauerung, Eutrophierung) für die Vergärung

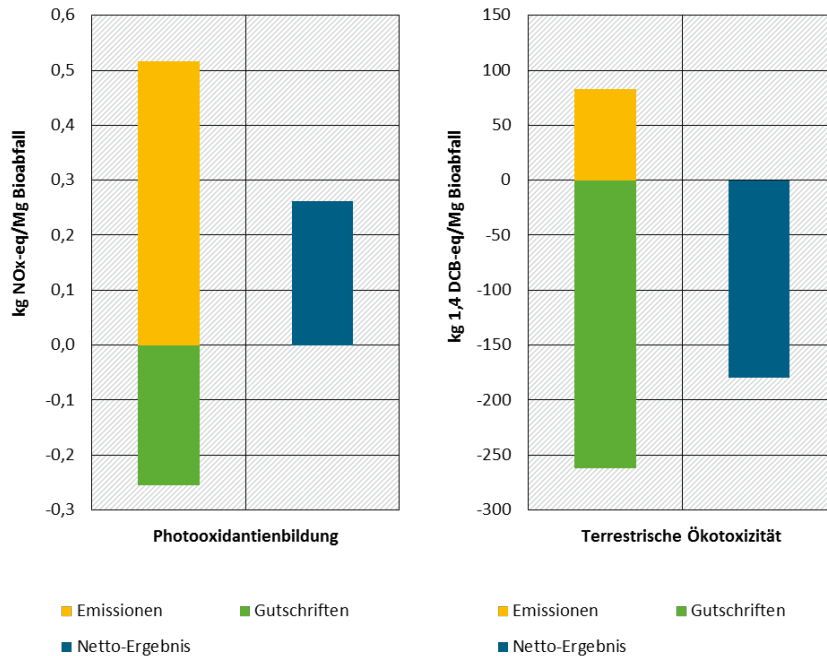


* Nettowirkung für neue und zukünftige Anlagen mit einer deutlichen Minderung der THG-Emissionen laut [Kanning 2015] Eigene Darstellung

In Abbildung 58 sind die Ökobilanzergebnisse für die Wirkungskategorien Photooxidantienbildung und terrestrische Ökotoxizität dargestellt. In der Kategorie

Photooxidantienbildung führt die Vergärung netto zu einer Belastung. Das Nettoergebnis bei der terrestrischen Ökotoxizität ist dagegen eine deutliche Entlastung.

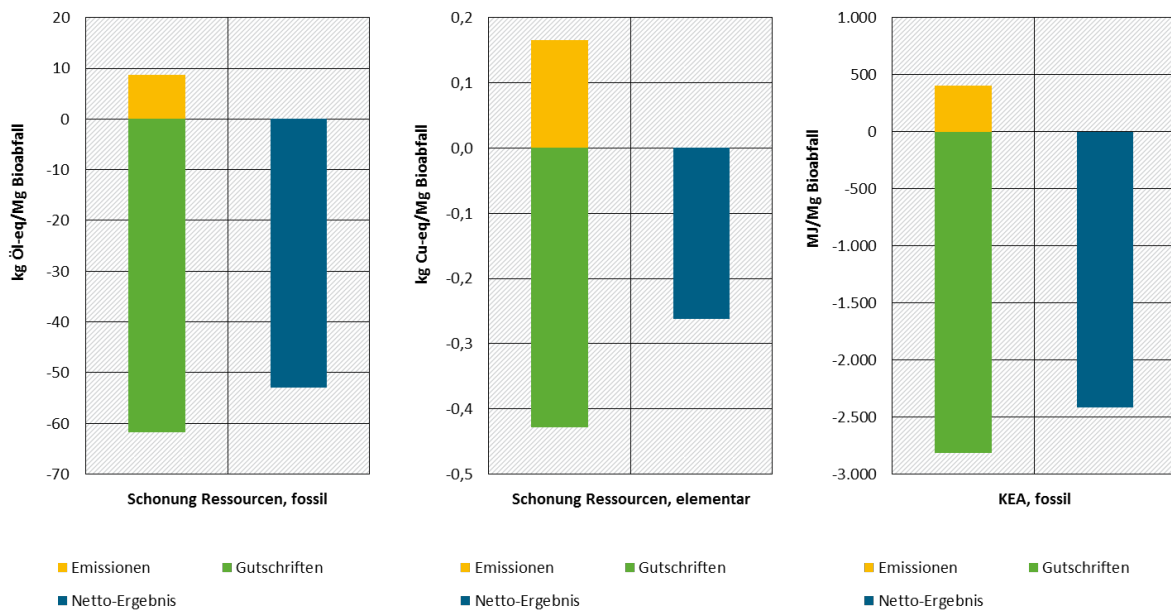
Abbildung 58: Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Photooxidantienbildung, terrestrische Ökotoxizität) für die Vergärung



Eigene Darstellung

In Abbildung 59 sind die Ökobilanzergebnisse der Wirkungskategorien Schonung fossiler sowie elementarer Ressourcen und des fossilen KEAs dargestellt. In beiden Kategorien sowie dem KEA führt die Vergärung von Bioabfall netto zu einer deutlichen Entlastung.

Abbildung 59: Ökobilanzergebnisse (Wirkungskategorien Schonung fossiler sowie elementarer Ressourcen und fossiler KEA) für die Vergärung



Eigene Darstellung

Folgende Substitute/vermiedene Emissionen (außer Uran) sind in den dargestellten Wirkungskategorien bereits mitberechnet, sie werden hier zusätzlich separat dargestellt: Es werden pro Mg Bioabfall 71 kg Torf und 1,80 kg Phosphatdünger (berechnet als P₂O₅) substituiert. Es werden 0,75 g Uran über die Substitution des Phosphatdüngers vermieden. Die Cadmiumfracht in den ausgebrachten Produktmengen entspricht der Fracht der vermiedenen Emissionen aus dem Phosphatdünger.

5.2 Zusammenführung der Einzelergebnisse auf Basis der UBA-Methode

Angelehnt an die UBA-Methode [Schmitz et al. 1999] werden die Ergebnisse der verschiedenen Verfahren nach ihrem spezifischen Beitrag zu deutschen Emissionen dargestellt.

5.2.1 Berechnung des spezifischen Beitrags zu den Gesamtemissionen Deutschlands (Normierung)

Der spezifische Beitrag wird nach Gleichung 1 berechnet. Hier werden, für jede Wirkungskategorie getrennt, die ermittelten Indikatorergebnisse unter der Annahme, dass die in Deutschland verfügbaren Mengen entsprechend behandelt würden, durch die Jahreswerte der entsprechenden Stoffe in Deutschland (Normalisierungsfaktoren) dividiert. [Schmitz et al. 1999]

Für die Umesterung und das HEFA-Verfahren, in denen Altspeiseöle behandelt werden, wurde eine Jahreskapazität von je 250.000 Mg/a angesetzt [Knappe et al. 2007]. Für die Pyrolyse, in der holziges Grüngut behandelt wurde, wurde pauschal ein Durchsatz von 1,0 Mio. Mg/a angesetzt. Für die restlichen Anlagen (einschließlich der Vergleichsverfahren) wurde ein Durchsatz von je 10,4 Mio. Mg/a angesetzt. Dies entspricht der Menge an Bio- und Grünabfällen die nach Destatis 2017 getrennt erfasst wurde [Destatis 2019a].

Gleichung 1 Berechnung des spezifischen Beitrags nach [Schmitz et al. 1999]

$$\text{spez. Beitrag}_i = \frac{IE_{i, \text{funktionelle Einheit}}}{IE_{i, \text{jährlich Deutschland}}} = \frac{\sum_j m_{j, \text{funktionelle Einheit}} \cdot CF_{ij}}{\sum_j m_{j, \text{jährlich Deutschland}} \cdot CF_{ij}}$$

IE: Indikatorergebnisse in der Wirkungskategorie i

m_j: Sachbilanzergebnis des Stoffes j

CF_{ij}: Charakterisierungsfaktor des Stoffes j bezüglich der Wirkungskategorie i

Die Normalisierungsfaktoren für die Berechnung des spezifischen Beitrags stammen aus [ReCiPe 2014] und geben Emissionen pro Einwohner und Jahr in Europa an (Tabelle 3). Die Emissionen für die die Wirkungskategorie „Photooxidantienbildung“ sind in NMVOC angegeben, die Ergebnisse der Ökobilanz jedoch in NO_x-eq. Aus diesem Grund wurde der ReCiPe-Wert mit dem entsprechenden Charakterisierungsfaktor auf NO_x-eq umgerechnet.

Tabelle 3: Normalisierungsfaktoren für Europa (ReCiPe 2014)

Wirkungskategorie	Einheit	ReCiPe Midpoint (H) Hierarchist
Klimaänderung	kg CO ₂ -eq/(EW·a)	11.215
Versauerung	kg SO ₂ -eq/(EW·a)	34
Eutrophierung	kg P-eq/(EW·a)	0,415
Photooxidantienbildung	kg NMVOC/(EW·a)	57
Photooxidantienbildung ⁽¹⁾	kg NO _x /(EW·a)	316
Schonung Ressourcen, fossil	kg oil-eq/(EW·a)	1.556
Schonung Ressourcen, fossil	kg Fe eq/(EW·a)	714

(1) umgerechnet mit Charakterisierungsfaktor 0,18

Normalisierungsdaten aller Wirkungskategorien waren für Deutschland nicht verfügbar. Es wurde daher davon ausgegangen, dass sich die europäischen pro Kopf Emissionen auf Deutschland übertragen lassen. Entsprechend wurden die pro-Kopf-Emissionen mit der Einwohnerzahl für Deutschland aus dem Jahr 2017 (82.792.000 Einwohner) multipliziert. Die Ergebnisse stehen in Tabelle 4. Für die Kategorien „Klimaänderung“ und „Versauerung“ zeigt ein Vergleich mit den vom UBA veröffentlichten Werten für Deutschland für das Jahr 2016 (909 Mio. Mg CO₂-eq bzw. 2,66 Mio. t SO₂-eq), dass beide Werte in der gleichen Größenordnung liegen wie die in Tabelle 4 dargestellten.

Tabelle 4: Emissionen für Deutschland (berechnet auf Basis der pro-Kopf-Emissionen in Europa)

Wirkungskategorie	Einheit	Emissionen/Verbrauch pro Jahr
Klimaänderung	Mio. Mg CO ₂ -eq/a	929
Versauerung	Mio. Mg SO ₂ -eq/a	2,846
Eutrophierung, Wasser	Mio. Mg P-eq/a	0,034
Terrestrische Ökotoxizität	Mio. Mg 1,4 DB eq/a	0,68
Photooxidantienbildung	Mio. Mg NO _x -eq/a	26,147
Schonung Ressourcen, fossil	Mio. Mg oil-eq/a	129
Schonung Ressourcen, elementar	Mio. Mg Cu-eq/a	17

Der Wert für „Eutrophierung, Wasser“ berücksichtigt nicht die Quelle für Braunkohletagebaue, die bei den untersuchten Behandlungssystemen für Bioabfälle die höchsten Beiträge zur Eutrophierung der Gewässer ausmachte. Deshalb wurde der Wert aus Tabelle 4 um den Beitrag aus dem Braunkohlebergbau ergänzt. Nach den für die Bilanz genutzten ecoinvent-Datensätzen werden je Mg abgebauter Braunkohle 2,32 kg P in Gewässer emittiert. Im Jahr 2017 wurden in Deutschland insgesamt 180 Mio. Mg Braunkohle abgebaut. Damit errechnet sich eine

Gesamtemission aus der Braunkohlenutzung von 0,418 Mio. Mg P-eq/a. Zusammen mit den restlichen Quellen liegt die Gesamtemission für Deutschland bei 0,452 Mio. Mg P-eq/a.

5.2.2 Ökologische Priorität

Weiterhin wurde die ökologische Priorität der einzelnen Wirkungskategorien bestimmt. Dazu wurden die „Rangbildung Distance-to-Target“ und „Rangbildung der ökologischen Gefährdung“ aus [Schmitz et al. 1999] für die hier betrachteten Wirkungskategorien herangezogen (s. Tabelle 5). Das Vorgehen der UBA-Methode (ökologische Priorität unter Einbeziehung der Rangbildung „spezifischer Beitrag“) konnte hier nicht vollständig adaptiert werden, da die Ergebnisse dieser Bilanz netto sowohl positiv (Belastung bzw. Beitrag zu Emissionen in Deutschland) als auch negativ (Entlastung bzw. Negativbeitrag zu Emissionen in Deutschland) sind.

Für die Kategorien terrestrische Ökotoxizität, Schonung elementarer Ressourcen sowie den KEA gibt es in der UBA-Methode keine Vorgaben. Die terrestrische Ökotoxizität wird aufgrund der hohen Datenunsicherheiten und der kritisch diskutierten Aggregationsmethode in den abschließenden Vergleich nicht aufgenommen. KEA wird ebenfalls nicht weiter herangezogen, da mit Schonung der fossilen Ressourcen dieser Aspekt schon berücksichtigt wird. Die Schonung elementarer Ressourcen wird im Ergebnis, bezüglich der ökologischen Priorität wie die Schonung der fossilen Ressourcen mit „Mittel“ eingestuft.

Tabelle 5: Rangbildungen nach Schmitz et al. 1999 und daraus abgeleitete eigene ökologische Priorität

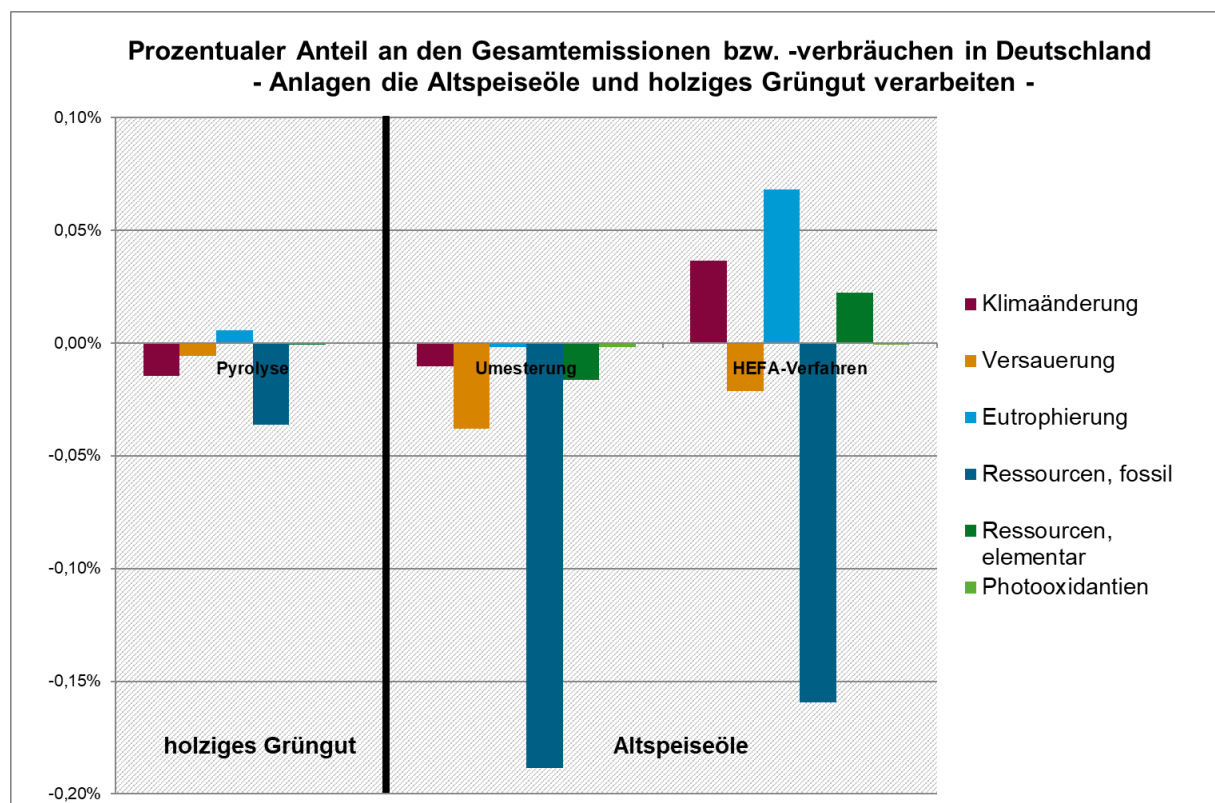
Wirkungskategorie	Rangbildung Distance-to-Target	Rangbildung der ökologischen Gefährdung	Ökologische Priorität
Klimaänderung	A	A	sehr groß
Versauerung	B	B	Groß
Eutrophierung	C	B	Mittel
Schonung Ressourcen, fossil	B	C	Mittel
Schonung Ressourcen, elementar			Mittel*
Photooxidantienbildung	B	D	Gering

* Einstufungen zur Rangbildung für „Distance-to-Target“ und „ökologische Rangbildung“ liegen nicht vor. Einstufung analog zu „Schonung Ressourcen, fossil“

5.2.3 Ergebnisse für Altspeseöle und holziges Grüngut

Die Ergebnisse für die Anlagen, die Altspeseöle (je 250.000 Mg/a) verarbeiten (Umesterung und HEFA-Verfahren) bzw. 1,0 Mio. Mg/a holziges Grüngut (Pyrolyse), sind in Abbildung 60 dargestellt. Gezeigt sind die prozentualen Beiträge zu den gesamten Emissionen in Deutschland. Dabei ist zu beachten, dass die Pyrolyse aufgrund der unterschiedlichen Art und Menge des Inputs nicht mit den beiden anderen Verfahren verglichen werden kann.

Abbildung 60: Ergebnisse der Anlagen die Altspeiseöle und holziges Grüngut verarbeiten



Eigene Darstellung

Die Ergebnisse zeigen, dass die höchsten Beiträge im Bereich der Schonung von fossilen Ressourcen erreicht werden. Besonders günstig ist beim Verfahren zur „Umesterung“, dass auch für die restlichen Umweltwirkungskategorien uneingeschränkt Entlastungen erreicht werden. Das HEFA-Verfahren weist dagegen bei den Wirkungskategorien „Klimaänderungen“, „Eutrophierung“ und der „Schonung elementarer Ressourcen“ Belastungen auf. Insgesamt ist die „Umesterung“ uneingeschränkt als hochwertiges Verfahren zur Behandlung der bilanzierten Inputstoffe Altspeiseöle einzustufen. Bei HEFA-Verfahren ist noch zu prüfen, ob durch Optimierungen in der Technik oder der Auswahl der Inputstoffe die Belastungen für die Kategorien „Klimaänderungen“, „Eutrophierung“ und „Schonung elementarer Ressourcen“ reduziert werden können.

Die Pyrolyse mit anschließender stofflicher Verwertung der erzeugten Kohle weist am bilanzierten Beispiel Entlastungen für alle Wirkungskategorien bis auf „Eutrophierung“ auf. Für geeignete holzige Biomasse wie holziges Grüngut kann deshalb die Pyrolyse nach dem heutigen Stand als hochwertiges Verwertungsverfahren eingestuft werden.

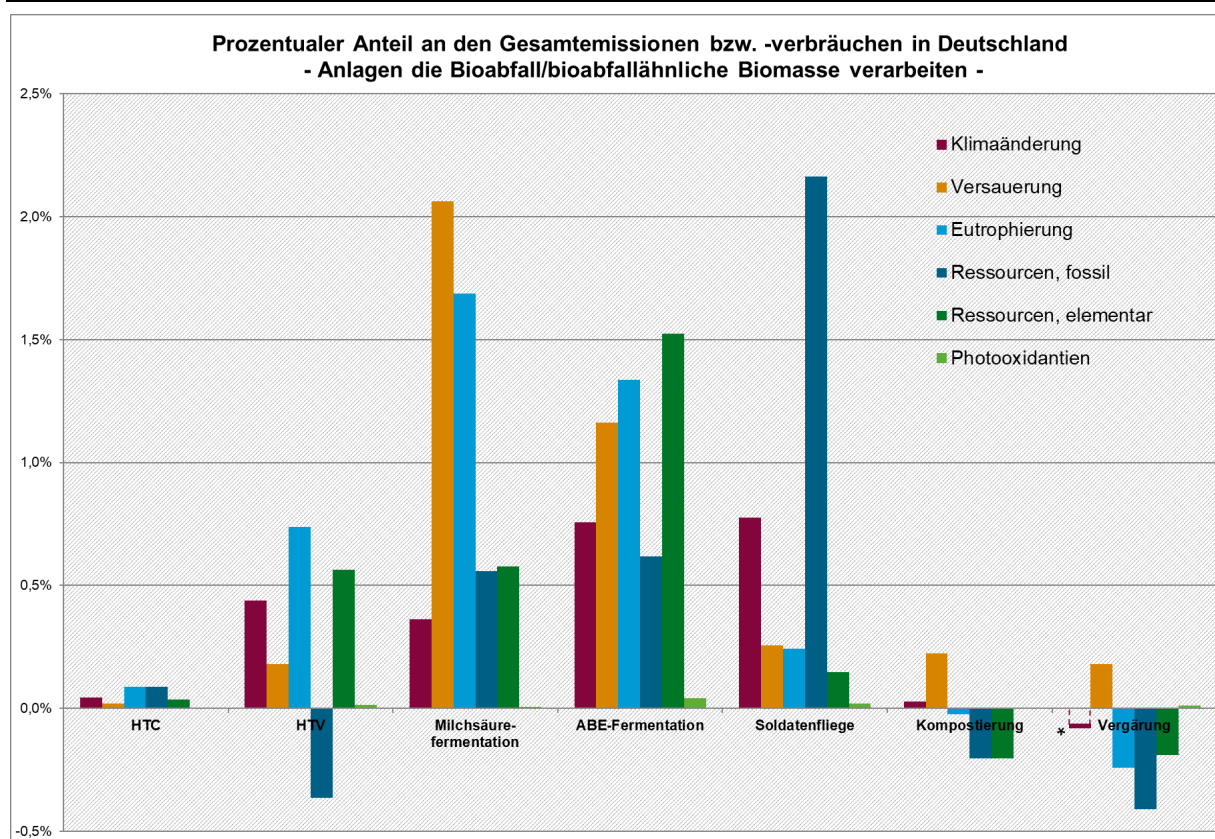
Die Wirkungskategorie „Photooxidantienbildung“ weist bei keinem der Verfahren einen relevanten Beitrag zu den Gesamtemissionen auf.

5.2.4 Ergebnisse für Bioabfall / bioabfallähnliche Biomasse

Die Ergebnisse für die Anlagen die Bioabfall / bioabfallähnliche Biomasse verarbeiten (Mengen siehe 5.2.1), einschließlich der Vergleichsverfahren sind in Abbildung 61 dargestellt. Bei den untersuchten Verfahren sind die höchsten spezifischen Beiträge zu den Gesamtemissionen in den Umweltkategorien „Eutrophierung“ und „Schonung fossiler Ressourcen“ zu verzeichnen.

Von den untersuchten „anderweitigen“ Verfahren für Bioabfall / bioabfallähnliche Biomasse weist das HTC Verfahren bei allen Umweltwirkungskategorien relativ geringe Belastungen auf. Die beiden „Fermentationsverfahren“ und die „Soldatenfliege“ weisen ausschließlich Belastungen auf, die meist etwas höher als beim HTC-Verfahren sind. Das HTV Verfahren punktet zwar mit einer Entlastung bei der Schonung fossiler Ressourcen, weist aber bei den meisten anderen Kategorien relevante Belastungen auf. Die Entlastung kommt, wie in Kapitel 5.1.3 dargestellt, von der Gutschrift für das Schweröl, welches einen Umrechnungsfaktor von 1,2 Öläquivalenten aufweist.

Abbildung 61: Ergebnisse der Anlagen die Bioabfall/bioabfallähnliche Biomasse verarbeiten



* Bei Vergärung: Wirkung für neue und zukünftige Anlagen mit einer deutlichen Minderung der THG-Emissionen laut [Kanning 2015]

Eigene Darstellung

Die beiden Vergleichsverfahren „Kompostierung“ und „Vergärung“ sind dagegen auf den ersten Blick recht ausgeglichen. Das heißt, sie weisen weder hohe Belastungen noch sehr hohe Entlastungen auf. Zum Beispiel liegen die Ergebnisse für „Klimaänderung“ nahe bei Null. Im Fall der Annahme neuerer Emissionswerte für die Vergärung kommt es zu einer deutlichen Nettoentlastung. Beide weisen Belastungen bei der Versauerung auf, der Umweltwirkungskategorie mit großer ökologischer Priorität. Bei der „Schonung fossiler

Ressourcen“ und bei „Eutrophierung“ weist die Vergärung erwartungsgemäß Vorteile gegenüber der Kompostierung auf, kann aber bezüglich der „Schonung fossiler Ressourcen“ die Potenziale des HTV-Verfahrens unter den angesetzten Rahmenbedingungen nicht erreichen.

5.3 Zusammenfassende Bewertung

Auf Basis der bilanzierten Betriebsdaten für Bioabfall / bioabfallähnliche Biomasse kann keines der „anderweitigen“ Verfahren die Umweltentlastungseffekte der Standardverfahren für haushaltsnah getrennt erfasste Bioabfälle erreichen oder überbieten. Anders sieht es bei den Altspeiseölen aus, hier erreicht die Umesterung Entlastungen, die die Werte der Standardverfahren noch übertreffen.

Das HTC-Verfahren weist insgesamt sehr geringe Belastungen auf und kann, insbesondere bei besonders feuchten Biomassearten, im direkten Vergleich unter Umständen zumindest gegenüber der Kompostierung Vorteile aufweisen. Eine günstigere Bewertung kann u. U. erreicht werden, wenn es gelingt, eine HTC-Kohle zu produzieren, die in einer hochwertigen stofflichen Anwendung genutzt werden kann. Allerdings ist eine umfassende Bewertung bei dem aktuellen Entwicklungsstand nicht möglich. Erfahrungen zur Reinigung der Abluft und des Abwassers liegen noch nicht vor, genauso wenig wie Erfahrungen aus einem kontinuierlichen großtechnischen Langzeitbetrieb (vgl. Kapitel 4.1).

Die Pyrolyse von holzigem Material kann als hochwertig angesehen werden, wenn damit stofflich nutzbare Produkte produziert werden können, so wie in dieser Studie ökobilanziell modelliert. Diese Einschätzung steht unter dem Vorbehalt, dass eine befriedigende Verfügbarkeit der Anlagen und die Entsorgung der Kondensate sichergestellt werden können (vgl. Kapitel 4.2).

Die Hydrothermale Verflüssigung kann unter den Rahmenbedingungen der vorliegenden Bilanz aufgrund des hohen Strombedarfs und der Anrechnung von Rohöl als Substitut nur bei dem Umweltkriterium fossile Ressourcen Entlastungen aufweisen und stellt unter diesen Rahmenbedingungen für Bioabfall kein hochwertiges Verwertungsverfahren dar (vgl. Kapitel 4.3).

Die Umesterung von Altspeiseölen ist ein etabliertes Verfahren, das, unter dem hier angesetzten Bilanzrahmen, überwiegend zu relevanten Entlastungen führt und deshalb für diese Fraktion als ein hochwertiges Verfahren einzustufen ist (vgl. Kapitel 4.4).

Das HEFA-Verfahren ist ebenfalls etabliert, weist aber im direkten Vergleich zur Umesterung aufgrund des deutlich höheren Strombedarfs nicht die gleichen ökobilanziellen Vorteile auf. Insbesondere die Ergebnisse bezüglich der Kategorie Klimaänderung sind hier anzuführen (vgl. Kapitel 4.5). Die Hochwertigkeit unter Berücksichtigung der Ökobilanz kann für das HEFA-Verfahren nur im Einzelfall ermittelt werden.

Die Milchsäurefermentation aus Abfallbiomasse zur Herstellung von „regenerativen“ Kunststoffen (PLA) ist eine interessante Alternative zur Kunststoffherstellung auf der Basis von fossilen Rohstoffen oder Substraten, die extra dafür angebaut werden (vgl. Kapitel 4.6). Ob Bioabfälle aus der Biotonne dafür geeignet sein werden ist noch unklar. Für bestimmte Biomasse-Fractionen könnte das Verfahren eine sinnvolle Perspektive darstellen, wenn der hohe Strombedarf, der derzeit noch zu entsprechenden Belastungen bei den meisten Umweltkategorien führt, reduziert werden kann (vgl. Kapitel 4.7).

Ähnliches gilt für das Verfahren der ABE-Fermentation in Bezug auf die „regenerative“ Herstellung von Aceton, Butanol und Ethanol (vgl. Kapitel 4.8). Der hohe Strom- und Wärmebedarf führt allerdings zu schlechten Ergebnissen in der Ökobilanz und zu

Einschränkungen in der Wirtschaftlichkeit. Die Bewertung der Hochwertigkeit hängt aus ökobilanzieller Sicht deshalb davon ab, ob Abwärme zur Verfügung steht und ob der Strombedarf reduziert werden kann.

Die Soldatenfliege zur Herstellung von Eiweißfutter aus unterschiedlichen Biomasseströmen (vgl. Kapitel 4.8) wird insbesondere dann als aussichtsreiches Verfahren angesehen, wenn der Bedarf an hochwertigem Kompost gering ist und wenn der hohe Wärmebedarf (vgl. Kapitel 5.1.8) durch anderweitig nicht nutzbare Abwärme zur Verfügung gestellt werden kann. Da das benötigte Temperaturniveau gering ist, sind die Chancen hoch, Standorte zu finden, an denen Wärme zur Verfügung steht, für die es ansonsten keine Anwendungsmöglichkeiten gibt.

Bei allen genannten anderweitigen Verfahren ist davon auszugehen, dass durch technische Optimierungen und Skalierung der Anlagentechnik die spezifischen Verbräuche und Kosten (zum Teil erheblich) reduziert werden können. Dies hätte entsprechende Konsequenzen auf den fossilen Energiebedarf und somit auch auf die davon abhängige ökobilanzielle Betrachtung. Durch reduzierte Kosten könnten die Verfahrensprodukte außerdem auch für andere (stoffliche) Nutzungen interessante Substitutionsmöglichkeiten darstellen, was ebenfalls Auswirkungen auf die ökobilanzielle Betrachtung hätte. Gleichzeitig stehen bei nahezu allen der untersuchten Verfahren die bilanzierten Ergebnisse noch unter dem Vorbehalt, dass diese (oder ähnliche) auch in einem wirtschaftlich darstellbaren Normalbetrieb erreicht werden können. Ausnahmen bilden für Altspeiseöle die Umesterung und das HEFA-Verfahren sowie für holziges Material mit Abstrichen die Pyrolyse, die als bereits etablierte Verfahren zu betrachten sind.

Um bei den hier untersuchten anderweitigen Verfahren – aber auch anderen innovativen Verfahrensansätzen die hier nicht vertieft untersucht wurden – weitere Optimierungen zu ermöglichen, sollten Rahmenbedingungen geschaffen werden, die eine weitere Erforschung der Verfahren und Innovationen im Bereich der Verwertung von Bioabfällen zulassen und fördern.

Insgesamt gilt, dass die energetischen Verfahren im Einzelfall günstiger abschneiden können, wenn besonders ungünstige Brennstoffe, insbesondere Stein- und Braunkohle, 1:1 ersetzt werden können. Allerdings ist durch den Ausstieg aus der Kohlenutzung diese Gutschrift maximal in der Übergangszeit anrechenbar und damit müssen diese Verfahren auf lange Sicht andere Nutzungskonzepte verfolgen. Umgekehrt werden die Verfahren, die eher Energie verwenden im Laufe der Umstellung auf regenerative Energien günstiger. Allerdings wird in Zukunft die Konkurrenz um regenerativen Strom aufgrund zahlreicher neuer Anwendungsbereiche voraussichtlich sehr hoch sein, so dass ein hoher Strombedarf unabhängig von der Art der Strombereitstellung ein relevantes Kriterium bei der vergleichenden Bewertung von Verfahren bleiben wird.

6 Eigenkompostierung/-verwertung

Gemäß § 17 Abs. 1 KrWG können Bioabfälle aus privaten Haushalten von der Überlassungspflicht an den öRE ausgenommen werden, sofern Abfallerzeuger eine Verwertung dieser Abfälle auf den von ihnen „im Rahmen ihrer privaten Lebensführung genutzten Grundstücke“ gewährleisten können (Eigenverwertung). Daher ist für die Behandlung der Garten- und Küchenabfälle in Deutschland neben den großtechnischen Vergärungs- und Kompostierungsanlagen auch die Eigenverwertung als Behandlungsweg mengenmäßig relevant (siehe Kap. 6.1).

Bei der Eigenverwertung werden die Garten- und Küchenabfälle aus Haushalten zunächst auf dem privaten Gartengrundstück des jeweiligen Abfallerzeugers zu Kompost verarbeitet (Eigenkompostierung). Findet der durch den technischen Vorgang der Eigenkompostierung erzeugte Kompost als Nährstoff- und Humuslieferant bei der Düngung Anwendung, so gilt dies als stoffliche Nutzung bzw. Eigenverwertung [bifa 2015]. Die Anforderungen, die an die Art und Weise der Eigenkompostierung und -verwertung gestellt werden, bestimmen sich neben den gemäß § 7 Abs. 3 KrWG geltenden grundsätzlichen Anforderungen auch durch die Abfallwirtschaftssatzungen des für den Abfallerzeuger zuständigen öRE (siehe Kap. 6.1).

Die Eigenkompostierung hat gegenüber der technischen Kompostierung in zentralen Anlagen mehrere Vorteile. Hierzu gehören insbesondere der geringere finanzielle, organisatorische und technische Aufwand. Neben dem Bau und Betrieb großtechnischer Anlagen entfallen bei der Eigenkompostierung aus Sicht des öRE auch der Aufwand für die Behälterstellung sowie die Sammlung der entsprechenden Abfallmengen [bifa 2015]. Demgegenüber stehen die aus einer unsachgemäß durchgeführten Eigenkompostierung und -verwertung resultierenden schädlichen Umweltauswirkungen, wie z. B. die vermehrte Freisetzung von Treibhausgasen (z. B. Methan, Ammoniak, Lachgas) und die Auswaschung von Stickstoffverbindungen in Grund- oder Oberflächenwässer (siehe Kap. 6.3 und Kap. 6.4.3) [bifa 2015; Wagner et al. 2017; Krause et al. 2014].

Um bewerten zu können, ob und in welchem Ausmaß aus der Eigenkompostierung und -verwertung negative Umweltauswirkungen resultieren, werden im Folgenden die eigenverwerteten Mengen und die mit ihnen verbundenen Umweltbelastungspotenziale aufgezeigt. Vor diesem Hintergrund wird geprüft, inwieweit bei einer späteren umfassenden Novellierung der BioAbfV Anforderungen bzw. Kriterien nach § 11 Absatz 2 KrWG für die Eigenkompostierung und -verwertung definiert werden können und nach § 8 Absatz 2 KrWG eine Einordnung dieses Entsorgungsweges hinsichtlich seiner Hochwertigkeit erfolgen kann. Hierbei wird insbesondere erörtert, ob bestimmte Behandlungsvorgaben oder Mindestkriterien für die fachgerechte Eigenkompostierung festzulegen und weitere Vorgaben in Form von verfügbaren oder ggf. erforderlichen Aufbringungs-Mindestflächen in der BioAbfV festzulegen sind.

6.1 Rechtliche Rahmenbedingungen

Die Begriffe Eigenkompostierung und Eigenverwertung sind im Kontext der Behandlung des in privaten Haushalten anfallenden Bio- und Grünguts auf dem selbst genutzten Grundstück des Abfallerzeugers gesetzlich nicht eindeutig definiert. Sie finden lediglich Anwendung bei der Ausgestaltung kommunaler Abfallwirtschaftssatzungen.

Dennoch werden die Eigenkompostierung und -verwertung durch eine Anzahl von Gesetzen und Richtlinien sowohl auf Bundes- und Landesebene als auch auf kommunaler und europäischer

Ebene indirekt geregelt. Auf die wichtigsten dieser Regelungen soll im Folgenden kurz eingegangen werden.

6.1.1 Europäische Regelungen

Auf europäischer Ebene regelt die Richtlinie 2000/29/EG Maßnahmen zum Schutz der Gemeinschaft gegen die Einschleppung und Ausbreitung von Schadorganismen der Pflanzen und Pflanzenerzeugnisse. Die Regelung wurde am 14.12.2019 durch die Verordnung 2016/2031 über Maßnahmen zum Schutz vor Pflanzenschädlingen abgelöst.

Die Richtlinien sind insofern für die Eigenkompostierung relevant, als dass sie Vorgaben und Maßnahmen gegen die Verbreitung bestimmter Pflanzen und Pflanzenschädlinge vorsehen. Explizite Maßnahmen oder Vorgaben für die Eigenkompostierung sind bisher zwar nicht enthalten. Aufgrund der Problemstellung gilt die Eigenkompostierung aber durchaus als relevantes Anwendungsfeld [bifa 2015]. Die Heterogenität der Abfälle und die geringen Prozesstemperaturen, können eine vollständige Hygienisierung durch die Eigenkompostierung nicht immer gewährleisten [LUBW 2015]. Aus diesem Grund ist nicht auszuschließen, dass sich aus der neuen Richtlinie auch Konsequenzen für die Eigenkompostierung und -verwertung ergeben.

6.1.2 Regelungen auf Bundesebene

6.1.2.1 KrWG

Die rechtliche Grundlage für die Eigenkompostierung und -verwertung auf Bundesebene liefert, ohne die Eigenkompostierung und -verwertung explizit zu erwähnen, das KrWG. Es definiert zwar in § 17 umfassende Überlassungspflichten nach denen Besitzer und Erzeuger von Abfällen aus privaten Haushalten verpflichtet sind, diese den öRE zu überlassen. Die Überlassungspflicht gilt jedoch nur, sofern die Besitzer und Erzeuger „zu einer Verwertung auf den von ihnen im Rahmen ihrer privaten Lebensführung genutzten Grundstücken nicht in der Lage sind“ und schafft somit Raum für die Eigenkompostierung [Krause et al. 2014].

Ergänzend hierzu wird in § 19 Abs. 1 die Möglichkeit zur Kontrolle der sachgemäßen Eigenkompostierung und -verwertung gegeben. Dazu wird den Bediensteten und Beauftragten der Behörde in Abs. 1 das Betreten des Grundstücks „zur Überwachung des Getrennthaltens und der Verwertung von Abfällen“ ausdrücklich gestattet. Dieser Umstand wird vereinzelt genutzt; so wird in der Stadt Halle diese Duldungspflicht in der Abfallwirtschaftssatzung (§28 Abs. 2) bekräftigt und auch im Antrag zur Befreiung vom Anschluss- und Benutzungszwang wird auf die Kontrollmöglichkeiten der Behörde hingewiesen und diese in der Praxis tatsächlich auch wahrgenommen.

Die Befreiungsmöglichkeit aufgrund von Eigenverwertung ist in fast allen Entsorgungsgebieten mit Anschluss- und Benutzungszwang ausgestaltet. Die Eigenverwertung muss schadlos erfolgen, soll fachgerecht durchgeführt werden, soll eine Schadstoffanreicherung im Boden ausschließen und darf nicht im Widerspruch zu anderen Regelungen stehen. [bifa 2015; Wagner et al. 2017]

Gleichzeitig schreibt § 11 Abs. 1 des KrWG die Getrenntsammlung von überlassungspflichtigen Bioabfällen ab dem 01.01.2015 vor. Eine Bestimmung, die in Deutschland bis heute nicht flächendeckend umgesetzt wurde [NABU 2018].

Außerdem hat gemäß § 8 Abs. 1 KrWG diejenige Maßnahme zur Verwertung Vorrang, die den Schutz von Mensch und Umwelt am besten gewährleistet. Hierzu definiert das KrWG eine

Abfallhierarchie, die allerdings nicht uneingeschränkt gültig ist. Vielmehr gilt die Rangfolge unter Berücksichtigung der in § 6 Abs. 2 definierten Kriterien.

6.1.2.2 BioAbfV

Die Bioabfallverordnung (BioAbfV) gilt gemäß § 1 Abs. 1 für „unbehandelte und behandelte Bioabfälle und Gemische, die zur Verwertung als Düngemittel auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzte Böden aufgebracht, oder zum Zweck der Aufbringung abgegeben werden, sowie die Behandlung und Untersuchung solcher Bioabfälle und Gemische“ [bifa 2015]. Der Bereich der Haus-, Nutz- und Kleingärten gehört nach § 1 Abs. 3 nicht zum Anwendungsbereich. Die Eigenverwertung in landwirtschaftlichen und gärtnerischen Betrieben wird bei Sicherstellung der Anforderungen für die Aufbringung ebenfalls explizit aus dem Geltungsbereich der Verordnung ausgenommen. Für die Gestaltung und Umsetzung der Eigenkompostierung und -verwertung hat die BioAbfV somit bisher keine praktische Bedeutung.

Eine geänderte BioAbfV kann allerdings eine Konkretisierung der Anforderungen an die Verwertung von Bioabfällen und somit explizit auch der Eigenkompostierung vornehmen [EUWID 2015]. Durch die laut BMU fachlich gebotene umfassende Erweiterung der Verwertungsanforderungen in der BioAbfV werden Stoffstromlenkungen möglich, die zur höherwertigen Verwertung von Bioabfällen führen [Kehres 2014].

In den nachfolgenden Ausführungen und Betrachtungen zur Eigenkompostierung spielt die BioAbfV insofern eine Rolle, als dass die in § 6 der BioAbfV definierten höchstmöglichen Aufbringungsmengen für landwirtschaftliche Flächen als Berechnungsgrundlage für den Kompostbedarf auf Privatgrundstücken genutzt werden.

6.1.2.3 Düngerecht

Komposte aus Biogut stellen nach Düngerecht, maßgeblich geregelt durch das Düngegesetz (DüngeG), organische NPK Dünger dar und unterliegen neben der BioAbfV den Bestimmungen der Düngemittelverordnung (DüMV) und der Düngeverordnung (DüV). Den Regelungen der DüMV unterliegen auch Komposte aus der Eigenkompostierung, die innerhalb der Grundstücksgrenzen verwertet und nicht an Dritte abgegeben (Inverkehrbringen) werden. Dies ergibt sich aus den Vorschriften des DüngeG, wonach generell die Anwendung (Aufbringung) nur von solchen Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen usw. erlaubt ist, die den Anforderungen für das Inverkehrbringen nach einer Rechtsverordnung auf Grund des § 5 Absatz 2 oder 5 DüngeG entsprechen (vgl. § 3 Absatz 1 Satz 1 des DüngeG). Das bedeutet, dass Stoffe und Ausgangsmaterialien, die nach der DüMV in der jeweils geltenden Fassung nicht zulässig sind, auch nicht angewendet werden dürfen. Mit diesem Anwendungsverbot soll insbesondere vermieden werden, dass unzulässige Stoffe auf eigenen Flächen, auch Hausgarten, Schrebergarten, aufgebracht werden. Dagegen ist die DüV zwar für Komposte aus Biogut relevant, jedoch beschränkt sich deren Anwendungsbereich auf landwirtschaftlich genutzte Flächen.

Die in der DüMV einzuhaltenden Nährstoffgehalte (Stickstoff, Phosphor, Kalium, Calcium) werden in den nachfolgenden Betrachtungen zur Deckung des Nährstoffbedarfs als Grundlage für die Bewertung einer möglichen Überdüngung durch die Eigenverwertung herangezogen.

6.1.3 Kommunale Regelungen

Die Bestimmungen zur Eigenkompostierung und -verwertung sowie zur Befreiung von der Anschluss- und Benutzungspflicht unterscheiden sich auf kommunaler Ebene. Neben dem Satzungsrecht kann auch das Nachbarschaftsrecht Anforderungen an die Eigenkompostierung und -verwertung enthalten.

Regelungen zur Überlassung von (Bio-)Abfällen werden i. d. R. in den kommunalen Satzungen detailliert gestaltet. Die Satzungen können in Bezug auf die Eigenkompostierung und -verwertung bspw. Kriterien enthalten zur

- ▶ Mindestausbringungsfläche (pro Person),
- ▶ Maximalen Aufschichtungshöhe des Komposts,
- ▶ Mindestabstand des Komposters zur Grundstücksgrenze und
- ▶ Verwertung des Komposts innerhalb der Grundstücksgrenzen.

Außerdem können über das Satzungsrecht, das auch die Organisation der kommunalen Abfallwirtschaft regelt, durch Maßnahmen, wie bspw. die Gebührengestaltung oder Investitionszuschüsse zu Kompostern, die Eigenkompostierung und -verwertung vor Ort gezielt beeinflusst werden. Generell hat die Gestaltung des Abfallgebührensystems die Gegebenheiten vor Ort zu berücksichtigen und neben der Auslegung des Rest- und Bioabfallsystems gleichzeitig das weitere Angebot an Entsorgungsdienstleistungen bspw. in Form von Wertstoffhöfen und Grünschnittannahmestellen einzubeziehen. Einige kommunale Abfallgebührensatzungen erlassen oder reduzieren die Abfallgebühren, sofern durch den Abfallerzeuger eine Eigenverwertung nachgewiesen wird.

Das Nachbarschaftsrecht gebietet zunächst die grundsätzliche Möglichkeit einen Komposthaufen aufzusetzen. Die subjektive optische Beeinträchtigung durch einen Komposthaufen auf dem Nachbargrundstück reicht nicht aus, um dessen Beseitigung zu erwirken. Sobald jedoch nachweislich unzumutbare Geruchsbelastungen sowie Fliegen- und Rattenbefall auftreten, kann eine Beseitigung oder Unterlassung nach § 1004 BGB verlangt werden [AMK 2014]. Eindeutige Regelungen hierzu existieren allerdings nicht. Im Zweifel wird in Abhängigkeit der örtlichen Bedingungen entschieden, ob die Lage des Komposthaufens unter nachbarschaftsrechtlichen Gesichtspunkten zulässig ist oder nicht. [Schweizer 2012]

Häufig werden auf kommunaler Ebene, abhängig von der Handhabung und Relevanz der Eigenkompostierung- und -verwertung, Informationen zur Eigenkompostierung und -verwertung durch die öRE bereitgestellt. Die Informationsangebote umfassen neben Hinweisen zur Prozessoptimierung auch grundlegende Informationen zu den für die Eigenkompostierung geeigneten und nicht geeigneten Substraten (vgl. Kap. 6.4.1). Es ist davon auszugehen, dass die Informationsangebote der kommunalen Entsorger eine andere Reichweite haben und somit auf lokaler Ebene eine sinnvolle Ergänzung des bereits vorhandenen Informationsangebots, welches bspw. durch das Umweltbundesamt in Form der Kompostfibel bereitgestellt wird, darstellen.

6.2 Mengen

Für eine differenzierte Betrachtung der gegenwärtig mittels Eigenverwertung behandelten Abfallmengen werden analog zur Studie „Verpflichtende Umsetzung der Getrenntsammlung von Bioabfällen“ [Krause et al. 2014] die folgenden Begrifflichkeiten definiert:

- ▶ Biogut: Mittels Biotonne und/oder Biosack getrennt erfasste Nahrungs- und Küchenabfälle sowie Gartenabfälle aus Privathaushalten.
- ▶ Grüngut: Getrennt erfasste Gartenabfälle aus Privathaushalten sowie bei der kommunalen Pflege erzeugte Park- und Landschaftspflegeabfälle.

- ▶ Bioabfall: Summe aus Biogut und Grüngut.

In Deutschland wurden im Jahr 2017 ca. 4,90 Mio. Mg Biogut und ca. 5,41 Mio. Mg Grüngut getrennt erfasst [Destatis 2019a]. Bezogen auf eine Bevölkerungszahl von 82,79 Mio. Einwohnern [Destatis 2019b] ergeben sich daraus für das Jahr 2017 spezifische getrennt erfasste Abfallmengen für ganz Deutschland von rund 59,2 kg Biogut/(E · a) und 65,4 kg Grüngut/(E · a). Die noch im Restabfall verbleibende Organikmenge wurde zuletzt mit weiteren 5 Mio. Mg abgeschätzt [Kranert 2018].

Diese Zahlen basieren auf den Abfallmengen, die den öRE in Summe überlassen und von ihnen statistisch erfasst wurden. Erst eine nähere Betrachtung und Vergleich der verschiedenen Sammelgebiete machen deutlich, dass signifikante Unterschiede zwischen den (spezifischen) Bio- und Grüngutaufkommen bestehen. So wurden bspw. im Jahr 2015 in einer Bioabfallstudie für Schleswig-Holstein spezifische Biogutaufkommen für die an die Biotonne angeschlossenen Einwohner zwischen 71 kg/(E · a) im Kreis Nordfriesland und 162 kg/(E · a) im Kreis Rendsburg-Eckernförde ermittelt [uec 2016]. Die unterschiedlichen den öRE überlassenen Biogut- bzw. Grüngutabfallmengen lassen sich auf die folgenden wesentlichen Einflussfaktoren zurückführen [Krause et al. 2014; uec 2016]:

- ▶ Siedlungsstruktur (Bebauungsstruktur, Grundstücksgröße) und Bevölkerungsentwicklung,
- ▶ Gestaltung des Abfallgebührensystems (z. B. Beeinflussung des Trennverhaltens durch Gebührenanreize),
- ▶ Vom öRE angebotener Abfuhrhythmus,
- ▶ Anschlussgrad bzw. Anschlussmöglichkeit an die Biotonne,
- ▶ Genutzte Behältergröße der Biotonne,
- ▶ Möglichkeit der getrennten Grünguterfassung,
- ▶ Befreiungsmöglichkeit vom Anschluss- und Benutzungszwang durch Eigenverwertung.

Die genannten Einflussfaktoren wirken sich insbesondere auf die den öRE überlassenen (spezifischen) Gartenabfallmengen aus. Das einwohnerspezifische Küchenabfallaufkommen kann hingegen vereinfachend als unabhängig von den angeführten Einflussfaktoren angenommen werden [Krause et al. 2014; uec 2016]. Tatsächlich unterliegt aber auch dieses bedingt durch andere Faktoren, wie bspw. unterschiedliche Ernährungsweisen und die Art der Lebensmittelzubereitung, einer gewissen Schwankungsbreite.

Die der Eigenkompostierung und -verwertung zufließenden Abfallmengen können statistisch nicht erfasst werden [Krause et al. 2014]. Es existieren jedoch Untersuchungen auf Kreis-, Landes- und Bundesebene, in denen der Anteil an Eigenverwertern durch Befragungen der öRE ermittelt wurde. Werden diese Informationen um einwohnerspezifische Abfallpotenziale für Garten- und Küchenabfälle sowie um die Mengenströme der übrigen Entsorgungswege ergänzt, können Rückschlüsse auf die eigenverwerteten Mengen gezogen werden. Die hierfür benötigten Abfallpotenziale für Garten- und Küchenabfälle können entweder aus Metadaten anderer Studien bezogen werden oder müssen ebenfalls durch eigene Erhebungen ermittelt werden. Während das einwohnerspezifische Küchenabfallpotenzial i. d. R. vereinfachend als konstant angenommen wird, erfolgt die Abschätzung des Gartenabfallpotenzials auf Basis der im Untersuchungsgebiet existierenden privaten Gartenflächen multipliziert mit einem flächenspezifischen Anfall von Gartenabfällen. In der folgenden Tabelle 6 werden die in den

Studien der letzten Jahre ermittelten Garten- und Küchenabfallpotenziale aufgezeigt. Die Gartenabfallpotenziale korrelieren mit den in den Bundesländern unterschiedlich großen Grundstücks- bzw. Gartenflächen der privaten Haushalte. Dementsprechend weisen Flächenländer, wie bspw. Schleswig-Holstein ein deutlich höheres Gartenabfallpotenzial auf als flächenärmere Bundesländer, wie u. a. Sachsen. Abgesehen von der Gartenfläche ist jedoch auch die Nutzungsart und -intensität (z. B. Gemüsebeet, Obstbäume) ausschlaggebend für die potenziell anfallende Gartenabfallmenge [bifa 2015].

Tabelle 6: Angaben ausgewählter Untersuchungen zum flächenspezifischen Anfall von Gartenabfällen und bestehendem Garten- und Küchenabfallpotenzial

Studie	Untersuchungsraum	Anfall Gartenabfälle kg/m ² · a	Gartenabfallpotenzial ¹ kg/(E · a)	Küchenabfallpotenzial ² kg/(E · a)
Krause et al. 2014	Deutschland	1,9	177	81,6
uec 2016	Schleswig-Holstein	1,9	300	81,6
LUBW 2015	Baden-Württemberg	2,0	320 ³	81,6
Wagner et al. 2017	Dresden, LK Bautzen (Sachsen)	1,8	140	81,6
bifa 2015	Deutschland	2,0	-	63,5

¹ Mittelwert aus den Aufkommen aus ländlichen und städtischen Siedlungsstrukturen

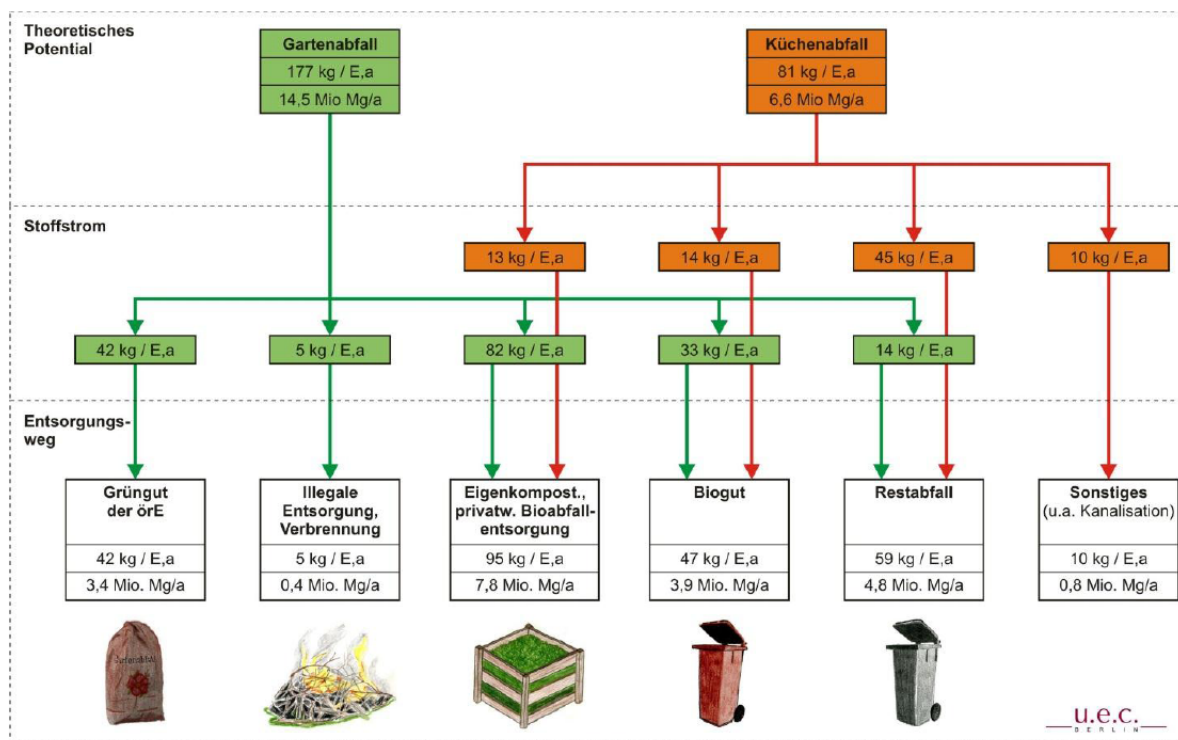
² Die Studien Krause et al. 2014, uec 2016, LUBW 2015 und Wagner et al. 2017 übernehmen den im Rahmen zweier vorangegangener Studien Kranert 2012 und Rosenbauer 2011 ermittelten Wert von ca. 81,6 kg/(E · a)

³ Errechnet aus dem Mittelwert der Zahlen für 2013 und einer Einwohnerzahl für BW von 10,63 Mio. (2013)

Zur Bestimmung der in die Eigenkompostierung gehenden Mengen, werden schließlich die Anteile an Garten- und Küchenabfällen in den statistisch erfassten Grüngut-, Biogut- und Restabfallaufkommen sowie die über andere Wege (z. B. Kanalisation, Brauchtuumsfeuer, illegale Entsorgung) entsorgten Mengen von den zuvor bestimmten Garten- und Küchenabfallpotenzialen abgezogen. Hierbei ist einschränkend anzumerken, dass auch die über die Kanalisation, Brauchtuumsfeuer sowie die illegal entsorgten Abfallmengen nur abgeschätzt werden können. Darüber hinaus müssen die Organisation und Gestaltung der in den betrachteten Gebieten etablierten Abfallwirtschaftssysteme unter Einbeziehung der oben genannten Einflussfaktoren berücksichtigt werden. Weiterhin sind nicht alle (potenziell) anfallenden Garten- und Küchenabfälle, wie bspw. sehr ligninhaltiges Material und proteinreiche tierische Lebensmittel, für die Eigenkompostierung geeignet. Gemäß des bifa Umweltinstitutes können nur ca. 15 – 40 Ma.-% der anfallenden Gartenabfälle und rund 57 Ma.-% der Küchenabfälle einer Eigenkompostierung zugeführt werden [bifa 2015]. Es wird daher zurecht in Untersuchungen darauf hingewiesen, dass selbst im Falle einer vom Abfallerzeuger fachgerecht durchgeführten Eigenkompostierung noch organische Abfälle anfallen, die nach geltendem Recht dem örE in getrennter Form zu überlassen sind.

Durch Anwendung der oben beschriebenen Methodik und unter Berücksichtigung der genannten Rahmenbedingungen lassen sich die Entsorgungswege für Garten- und Küchenabfall im Jahr 2010 für Deutschland; wie in der nachfolgenden Abbildung 62 gezeigt; darstellen. Demnach ist davon auszugehen, dass im Jahr 2010 insgesamt rund 7,8 Mio. Mg Garten- und Küchenabfälle (37 Ma.-%) über eine Eigenkompostierung bzw. -verwertung in privaten Haushalten entsorgt wurden [Krause et al. 2014].

Abbildung 62: Entsorgungswege für Küchen- und Gartenabfall im Jahr 2010 in Deutschland



Krause et al. 2014

Die in anderen Studien ermittelten einwohnerspezifischen Mengen, die der Eigenkompostierung zugeführt werden, liegen in einer ähnlichen Größenordnung. So gehen Wagner et al. (2017) von rund 80 kg/(E · a) und die bifa Studie (2015) von rund 100 kg/(E · a) aus. Weiterhin geht aus allen Studien hervor, dass die mittels Eigenkompostierung behandelten Abfallmengen, insbesondere mit steigender Gartenfläche, maßgeblich aus Gartenabfällen bestehen. Die Höhe dieser Gartenabfallmengen ist wiederum unmittelbar vom Gartenbewuchs und der Gartenfläche des jeweiligen Haushaltes (siehe Tabelle 6) sowie vom Zugang zu alternativen Entsorgungssystemen (z. B. getrennte Grünguterfassung) abhängig. Im Rahmen der genannten und weiteren Untersuchungen [uec 2016] konnte außerdem gezeigt werden, dass auch in von der Anschluss- und Benutzungspflicht der Biotonne befreiten Haushalten nennenswerte Mengen organischer Abfälle über die Restabfalltonne entsorgt werden.

Aus einer Tonne Garten- und Küchenabfällen (FM), die der Eigenkompostierung zugeführt werden, lassen sich rund 0,6 m³ Kompost herstellen [Krause et al. 2014]. Unter Verwendung der oben genannten eigenkompostierten Mengen von 7,8 Mio. Mg/a ergäbe sich somit eine jährlich erzeugte Kompostmenge von rund 4,8 Mio. m³ (FM) Kompost. Die Qualität sowie die während der Eigenkompostierung entstehenden Emissionen hängen dabei sowohl von den eingesetzten organischen Abfällen als auch maßgeblich vom verwendeten Kompostsystem und der Kompostbewirtschaftung ab (vgl. Kap. 6.3).

6.3 Umweltwirkungen durch Eigenkompostierung und -verwertung

Die Eigenkompostierung mit anschließender Verwertung des Komposts auf privaten Grundstücksflächen, stellt eine weit verbreitete Alternative zur großtechnischen Kompostierung und Vergärung von Biogut mit anschließender Verwertung des Komposts bzw. Gärrestes z. B. in der Landwirtschaft dar. Analog zu diesen großtechnischen Verfahren kommt es jedoch auch bei der Eigenkompostierung zu (teilweise unvermeidbaren) Umweltbelastungen. Diese sollten

gemäß § 8 des KrWG bei der Bewertung der Hochwertigkeit und in den entsprechenden gesetzlichen Bestimmungen berücksichtigt werden. Den Umweltbelastungen sind dabei im Zuge einer ganzheitlichen Betrachtung und dem Vergleich mit anderen Verfahren; die durch die Produkte der Eigenkompostierung erzeugten, Umweltentlastungen gegenüberzustellen.

Eigenkompostierung und -verwertung haben insbesondere unter ökologischen Gesichtspunkten mehrere Vorteile. Der größte Nutzen der Eigenkompostierung mit anschließender -verwertung ist die Verbesserung der Bodeneigenschaften (biologisch, chemisch und physisch) durch die Zufuhr von organischer, humusreicher Substanz. Die Nährstoff- und Humuszufuhr führt i. d. R. zur unmittelbaren Substitution von industrieller und teilweise torfhaltiger Garten- und Komposterde sowie industriell hergestelltem Handelsdünger. Durch die Substitution von Komposterde werden hierbei, analog zur großtechnischen Kompostierung, bspw. die als Kohlenstoffsенке bedeutsamen Moore und weitere fossile Ressourcen geschont (vgl. Kap. 5.1.9).

Die lokale und dezentrale Eigenkompostierung von Abfällen leistet einen Beitrag zur Schließung von Stoffkreisläufen. In Gebieten ohne Biotonne kann durch die Eigenkompostierung der Anteil der Organik im Restabfall nachweislich reduziert werden [Krause et al. 2014]. Statt der für Restabfall üblichen Verbrennung oder einer mechanisch-biologischen Abfallbehandlung wird das Material stattdessen durch die Eigenkompostierung einer höherwertigen stofflichen Verwertung zugeführt.

Die Eigenkompostierung hat eine lange Tradition im Garten- und Landschaftsbau. Viele Menschen haben Freude an der auf dem eigenen Grundstück erfolgreich durchgeführten, mit Aufwand und Einsatz verbundenen, Erzeugung von werthaltigem Kompost. Sie stellt somit neben der Umweltbildung (im erweiterten Sinne) auch eine Form der sozialen Wertschöpfung dar. [bifa 2015]

Durch den Wegfall bzw. die Reduzierung des Aufwands für Behälterstellung, Sammlung und Transport, Behandlung sowie Ausbringung der Produkte stellt die Eigenkompostierung insbesondere für die beteiligten öRE eine kostengünstige Behandlungsmethode für Bioabfälle dar. Für die Anwohner reduzieren sich die mit der Logistik verbundenen Lärmemissionen sowie, abhängig von der kommunalen Abfallgebührensatzung, bei einer entsprechenden Befreiungsregelung auch die mit der Bioabfallsammlung und -behandlung verbundenen Kosten.

Tabelle 7: Übersicht von Vor- und Nachteilen der Eigenkompostierung und -verwertung insb. im Vergleich zu großtechnischen Verfahren (Kompostierung, Vergärung) [bifa 2015]

Vorteile	Nachteile
Verbesserung der chemischen, physikalischen und biologischen Bodeneigenschaften	Keine Energie- und Wärmegewinnung möglich (im Vergleich zur Vergärung)
Substitution von (ggf. torfhaltigem) Kompost und industriell hergestelltem Handelsdünger	Lärmbelastung durch Zerkleinerung des Grünschnitts
Beitrag zur Schließung lokaler Stoffkreisläufe	Eingeschränkte Steuerungsmöglichkeiten, Witterungsabhängigkeit und ggf. unzureichende Hygienisierung
Wertschöpfung durch die Erzeugung von Produkten aus Abfällen im eigenen Garten	Unausgewogener Materialmix als Input und fehlende Qualitätssicherung des Outputs
Kostengünstiges Verfahren zur Behandlung von Bio- und Grünabfällen	Bei schlechter fachlicher Praxis:

Vorteile	Nachteile
Geringerer logistischer und organisatorischer Aufwand (Transport, Anlagentechnik und Ausbringung entfallen)	Geruchsbelastung in unmittelbarer Umgebung der Kompostmiete
Geringere Lärmbelastung durch Sammelfahrzeuge	Gefahr von Nagetierbefall und für Phytohygiene
Reduzierung des Restabfallaufkommens und des darin enthaltenen Organikanteils	Höhere spezifische Emissionen als bei großtechnischen Verfahren
Keine Vermarktungs- und Verteilungskosten für die Produkte	

Bei der Eigenkompostierung kommt es durch den biologischen Abbau organischer Substanzen natürlicherweise u. a. zu Kohlenstoffdioxid-, Methan-, Lachgas- und Ammoniakemissionen in die Atmosphäre. Insbesondere die Kohlenstoffdioxidproduktion ist (auch bei guter Praxis) unvermeidbar, allerdings im Vergleich zu den direkten und indirekten CO₂-Emissionen der großtechnischen Kompostierung als gering einzustufen. Bei der Eigenkompostierung entfallen neben den Emissionen aus der Logistik (Behälterstellung, Abholung, Transport zur Behandlungsanlage) auch die Emissionen der Anlagentechnik (Zerkleinerung, mechanische Umsetzung der Kompostmieten, Siebung) und der Ausbringung (Transport zum Verwertungsort, maschinelle Ausbringung und ggf. Einarbeitung in den Boden).

Die Emissionen aus der Eigenkompostierung sind von einer Vielzahl von Faktoren abhängig. Hierzu gehören u. a. der Input-Materialmix, die Rottedauer und -intensität, die Anzahl der Umsetzungsvorgänge, die Witterungsbedingungen sowie die Gestaltung des Komposter(-platzes). Eine Quantifizierung der Emissionen aus der Eigenkompostierung ist demnach schwierig und die Literaturdaten zu den Emissionen aus der Eigenkompostierung weisen abhängig von der zu Grunde liegenden Methode und den Rahmenbedingungen der Untersuchungen Unterschiede auf (siehe Tabelle 8).

Tabelle 8: Beispielhafte Emissionen der Eigenkompostierung (Treibhauseffekt berechnet gemäß IPCC 2013 (CO₂-eq.: Methan = 34, Lachgas = 298) [Oetjen-Dehne et al. 2015]

Quelle	Substrat	Versuchsdauer	Umsetzungsvorgänge Anzahl pro Woche	CH ₄	NH ₃	N ₂ O	Emissionen in kg CO ₂ -eq./Mg Bioabfall
				in g/Mg Bioabfall			
Amlinger et al. 2008	Biogut	52 Wochen	-	788	474	192	84
			1	3.950	-	420	259
Andersen et al. 2010	Küchenabfall	52 Wochen	0,16	900	-	455	166
			0	500	-	310	109
bifa 2014 ¹	„Bioabfall“	-	-	850	350	72	50

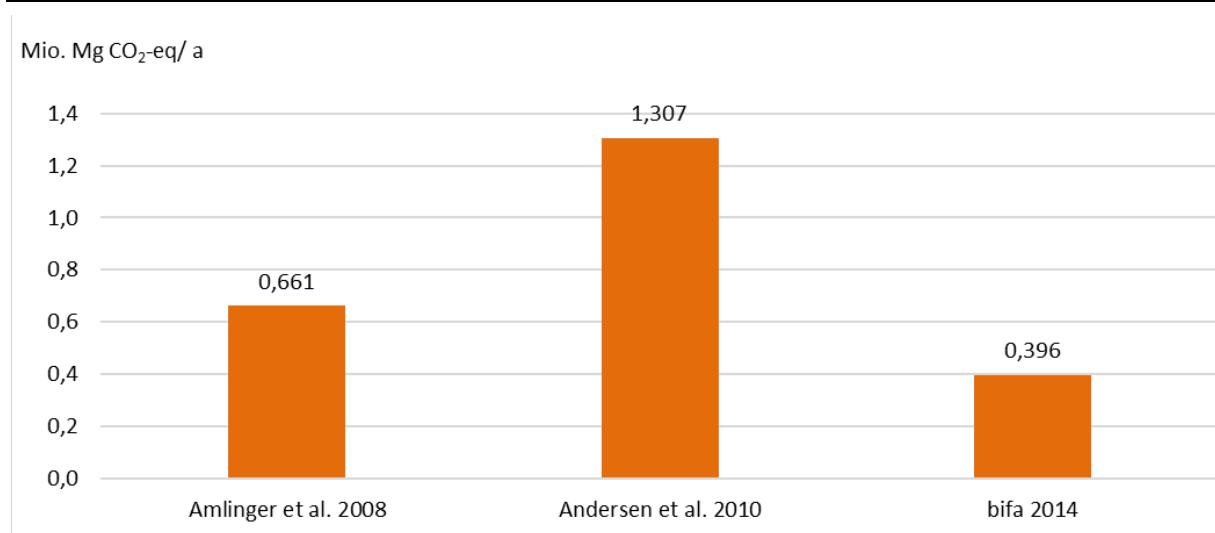
¹ Keine eigenständigen Versuche; Emissionen werden analog zur Grünabfallkompostierung abgeschätzt

Trotz der Unterschiede bei den klimawirksamen Emissionen haben Untersuchungen gezeigt, dass die Emissionen der besonders klimawirksamen Gase Methan und Lachgas durch eine fachgerechte Eigenkompostierung reduziert werden können [bifa 2015; Krause et al. 2014]. Ähnliches gilt auch für die großtechnischen Verfahren, bei denen diese Erkenntnisse bereits zu

umfangreichen Anforderungen an die Errichtung und den Betrieb von Anlagen zur Behandlung von Bioabfällen geführt haben.

Ausgehend von $95 \text{ kg}/(\text{E} \cdot \text{a})$ betrug die absolute Menge von Abfällen zur Eigenkompostierung in Deutschland im Jahr 2010 rund 7,8 Mio. Mg pro Jahr [Krause et al. 2014]. Abhängig von den angesetzten Emissionsfaktoren entstehen aus dieser Abfallmenge in Deutschland nach Hochrechnung jährlich zwischen 0,396 Mio. Mg/CO₂-eq. pro Jahr und 1,307 Mio. Mg/CO₂-eq. pro Jahr (siehe Abbildung 63).

Abbildung 63: Hochrechnung der Emissionen aus der Eigenkompostierung in Deutschland in Mio. Mg CO₂-eq. pro Jahr



Amlinger et al 2008; Andersen et al 2010; bifa 2014

Die Eigenkompostierung weist im Vergleich zu den großtechnischen Verfahren auch mehrere Nachteile auf, die Teil einer ganzheitlichen Betrachtung sein sollten. Viele der im Folgenden genannten Nachteile lassen sich aber durch sachgemäße Durchführung der Eigenkompostierung und konstruktiv-technische Maßnahmen vermeiden oder zumindest reduzieren [bifa 2015]. So werden Anleitungen und Leitfäden zur sachgemäßen und umweltschonenden Eigenkompostierung von einigen öRE zur Verfügung gestellt (siehe Kap. 6.4.1).

Wenn wesentliche Arbeitsschritte wie die fachgerechte Umsetzung, die Beachtung der Zusammensetzung des Rotteguts und die Kontrolle des Wassergehalts nicht vorgenommen werden, kann es bei der Eigenkompostierung zu Problemen wie Methan- und Schwefelwasserstofffreisetzung, mangelnder Entseuchung, Phytohygiene und unwirksamer Abtötung von Unkrautsamen sowie zu unzureichender Witterungsstabilität kommen. [bifa 2015]

Insbesondere bei der Methanfreisetzung und somit höheren Emissionen klimarelevanter Gase aufgrund der unzureichenden Belüftung von Kompostmieten ist auch von erhöhten Geruchsbelastungen auszugehen. Die Gerüche sind i. d. R. in wenigen Metern Entfernung von der Kompostmiete nicht mehr wahrnehmbar, können jedoch bei ungünstiger Lage und Witterungsbedingungen zum Streit mit den Besitzern der angrenzenden Grundstücksflächen führen.

Bei starken Niederschlägen kann es abhängig von der Bauart und Ausrüstung des Komposters zu Sickerwasseremissionen kommen. Die Auswaschung von stickstoffhaltigen Verbindungen führt zum Eintrag von Stickstoff in das Grundwasser. Den Emissionen von Sickerwasser kann

durch konstruktive Maßnahmen (Abdeckung) und geschickte Standortwahl (unter einem Baum) entgegengewirkt werden. [bifa 2015]

Die Eigenkompostierung unterliegt außerdem starken saisonale Schwankungen hinsichtlich der verfügbaren Inputstoffe (starke Schwankungen der Grünschnittmengen) aber auch hinsichtlich der Prozessbedingungen (Temperaturschwankungen). Diese Schwankungen haben einen Einfluss auf die biologischen Abbauprozesse und führen zu einer Veränderung der erforderlichen Rottezeit sowie zu Schwankungen in der Kompostbeschaffenheit und -qualität. Außerdem erfordern die Schwankungen ein gewisses Gespür und die Anpassungsfähigkeit der handelnden Personen.

Die Eigenkompostierung kann insbesondere bei der Mitverarbeitung von tierischen Produkten ein Auftreten von Schadnagern oder Insekten zur Folge haben. Zu den relevanten Schadnagern gehören u. a. Mäuse, Ratten und Füchse. Neben der Nutzung als Futterquelle macht insbesondere die Eigenwärme der Kompostmiete diese zu einem idealen Habitat.

Den reduzierten Lärmbelastungen; infolge der ausbleibenden Sammlung des Biogutes; steht bei der Eigenkompostierung der Lärm der ggf. erforderlichen Zerkleinerung des Rottegutes gegenüber [bifa 2015]. Die Lärmbelastung durch das Häckseln von Grünschnitt ist i. d. R. (abhängig vom Grünschnittaufkommen) zeitlich und räumlich sehr begrenzt. Sie kann vermieden beziehungsweise reduziert werden, wenn bspw. größere Menge an grobem und holzigem Material nicht der Eigenkompostierung zugeführt werden, sondern stattdessen zu einer Grünschnittannahmestelle gebracht werden.

Im Anschluss an die Eigenkompostierung wird der Kompost auf die zur Verfügung stehenden Flächen ausgebracht und es findet somit eine stoffliche Verwertung statt. Erfolgt diese nicht sachgemäß z. B. aufgrund nicht ausreichender Ausbringungsflächen, so kommt es durch die Eigenverwertung zu einer Überdüngung. Diese Überdüngung stellt aufgrund der potenziellen Folgen für Böden (Versauerung), Grundwasserhaushalt (Nährstoffanreicherung) und Gewässer (Eutrophierung) eine wesentliche Umweltbelastung dar.

6.4 Anforderungen an die Eigenkompostierung und -verwertung

Obwohl der Gesetzgeber gemäß § 1 des KrWG eine Reduzierung der Umweltbelastungen anstrebt, definieren die zuvor dargelegten rechtlichen Rahmenbedingungen zurzeit keine bundesweit geltenden Anforderungen an die praktische Durchführung der Eigenkompostierung und -verwertung (vgl. Kap. 6.1).

Die fehlende gesetzliche Regelung ist maßgeblich darauf zurückzuführen, dass bisher keine einheitlichen Anforderungen definiert wurden, die eine fachgerechte Eigenkompostierung und -verwertung sicherstellen, gleichzeitig zielführend und zweckmäßig sind und sich in das bestehende Rechtssystem integrieren lassen. Nach einer kurzen Beschreibung des Ist-Zustandes wird daher nachfolgend eine detailliertere Betrachtung ausgewählter Parameter vorgenommen, die potenziell für die Erstellung rechtlicher Anforderungen in Betracht gezogen werden könnten.

6.4.1 Ist-Zustand

Es ist davon auszugehen, dass bezogen auf ganz Deutschland rund 35 % der Haushalte in Entsorgungsgebieten mit flächendeckendem Biotonnenangebot auf Grund von Eigenverwertung von der Anschlusspflicht an die Biotonne befreit sind [Krause et al. 2014]. Der Ablauf und die Anforderungen an die Befreiung sind dabei in den Abfallwirtschaftssatzungen der öRE unterschiedlich geregelt. Eine bundesweite Befragung ergab, dass mit rund 92 % der Großteil der öRE (mit Anschlusszwang) die Entlassung aus der Anschluss- und Benutzungspflicht der

Biotonne kostenlos gestalten [Krause et al. 2014]. Dieselbe Befragung ergab, dass Städte, Landkreise und Kommunen; abgesehen von einer schriftlichen Abmeldung; nur vereinzelt weitere Anforderungen an die Grundstücksfläche oder das Kompostierungsverfahren definieren, welche für eine Befreiung vom öRE erforderlich sind. Im Falle konkreter Anforderungen an die für eine Befreiung erforderliche Fläche werden von den öRE Werte zwischen $20 \text{ m}^2/\text{E}$ und $50 \text{ m}^2/\text{E}$ verwendet. Obgleich es dem öRE nach § 19 Abs. 1 KrWG erlaubt ist (siehe Kap. 6.1.2.1), die in den Befreiungsanträgen gemachten Angaben durch das Betreten des Grundstückes zu überprüfen, wird von dieser Rechtsgrundlage in der Praxis jedoch sehr selten Gebrauch gemacht.

Gegenwärtig wird in erster Linie durch Aufklärungsarbeit und durch das Bereitstellen von Informationsmaterial versucht, eine fachgerechte Kompostbewirtschaftung und einen anschließenden sachgemäßen Komposteinsatz sicherzustellen. Hierfür wurden zahlreiche Leitfäden und Anleitungen erstellt und den Bürgern öffentlich zugänglich gemacht. Zu den Herausgebern gehören neben diversen öRE und Umweltinstituten u. a. auch der Bundesverband deutscher Gartenfreunde e. V. [Jauch, 2012] sowie das Umweltbundesamt [Menzel et al. 2015]. Neben der Nennung für die Eigenkompostierung geeigneter und ungeeigneter organischer Abfälle sowie grundsätzlicher Hinweise zur Herrichtung des Kompostplatzes werden in den Leitfäden ebenfalls Empfehlungen zu weiteren Parametern, wie dem Wassergehalt, pH-Wert und den Umsetzungsintervallen der Kompostmiete, ausgesprochen. Dabei haben die Hinweise und Empfehlungen gleichermaßen zum Ziel, die Herstellung eines qualitativ hochwertigen Kompostes zu gewährleisten, als auch den Herstellungsprozess so emissionsarm und umweltfreundlich wie möglich zu gestalten.

In der Regel umfassen die Leitfäden zur Kompostbewirtschaftung die folgenden maßgeblichen Hinweise:

- ▶ Der Kompostplatz sollte an einem schattigen Ort mit unbefestigtem Boden angelegt werden.
- ▶ Die zu kompostierenden Stoffe sollten zunächst zerkleinert, gut durchmischt und mit ausreichend Strukturmaterial aufgesetzt werden.
- ▶ Das Rottegut sollte gut durchlüftet sein und regelmäßig (einmal im Jahr) umgesetzt werden. Außerdem sollte die Feuchte des Materials kontrolliert bzw. im optimalen Bereich gehalten werden.
- ▶ Vor dem Auftragen muss der fertige Kompost zur Abtrennung grober Bestandteile abgesiebt werden.

Darüber hinaus werden häufig Angaben zu der, je nach Bewuchs der Gartenfläche, aufzubringenden Kompostmenge bereitgestellt (siehe Tabelle 9). Die höchste empfohlene Kompostaufbringungsmenge liegt demnach bei $3 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ für Nutzgartenflächen mit hohem Nährstoffbedarf [Menzel et al. 2015].

Tabelle 9: Empfohlene Kompostaufbringungsmenge in Abhängigkeit der Art des Bewuchses [Krause et al. 2014; Menzel et al. 2015]

Bewuchs	Empfohlene Kompostaufbringungsmenge	Aufbringungsmenge basierend auf Höchstmenge gem. § 6 Abs. 1 BioAbfV*
Nutzgartenflächen		ca. 1,6 l/(m ² · a)
Hoher Nährstoffbedarf	ca. 3 l/(m ² · a)	
Mittlerer Nährstoffbedarf	ca. 2 l/(m ² · a)	
Geringer Nährstoffbedarf	ca. 1 l/(m ² · a)	
Obstgehölze	ca. 1 l/(m ² · a)	
Ziergartenpflanzen		
Ziergehölze	ca. 1 l/(m ² · a)	
Stauden: starkwüchsig	ca. 2 l/(m ² · a)	
Stauden: schwachwüchsig	ca. 1 l/(m ² · a)	
Rasen	ca. 2 l/(m ² · a)	

Alle Angaben beziehen sich auf Kompost-Frischmasse (FM)

* abgeleitet aus einer zulässigen Aufbringungsmenge von 30 Tonnen Trockenmasse Bioabfälle je Hektar; die BioAbfV gilt gegenwärtig nicht für Haus-, Nutz- und Kleingärten (§ 1 Abs. 3 BioAbfV)

6.4.2 Vorzuhaltende Gartenfläche

Die eingangs dargestellte Gefahr der Überdüngung kann durch Einführung einer mindestens vorzuhaltenden Gartenfläche als Anforderung für die Befreiung von der Anschluss- und Benutzungspflicht der Biotonne reduziert werden. Zur Ermittlung einer für die Eigenverwertung vorzuhaltenden Gartenfläche wird als Orientierungswert in den nachfolgenden Betrachtungen aus der BioAbfV eine Höchstaufbringungsmenge für die Kompostgabe auf Gartenflächen privater Grundstücke sowie in Nutz- und Kleingärten herangezogen [LUBW 2015]. In § 6 Abs. 1 BioAbfV wird für die Landwirtschaft eine zulässige Aufbringungsmenge definiert, die maximal 20 bzw. 30 Tonnen Bioabfall (TM) je Hektar innerhalb von drei Jahren betragen darf. Dies entspricht einer maximal zulässigen Aufbringungsmenge von ca. 1,1 kg bzw. 1,6 l Kompost pro Quadratmeter und Jahr [Krause et al. 2014] und liegt somit teilweise deutlich unterhalb der empfohlenen Kompostaufbringungsmengen (vgl. Tabelle 6).

Basierend auf der gemäß § 6 Abs. 1 BioAbfV geltenden maximal zulässigen Aufbringungsmenge von 1,6 l/(m² · a) und der theoretisch in Deutschland durch Eigenkompostierung hergestellten Kompostmenge von 57,7 l/(E · a) (siehe Kap. 6.2) kann die, für eine sachgemäße Eigenverwertung, mindestens notwendige Gartenfläche bestimmt werden. Sie betrug im Jahr 2017 rund 292.300 Hektar. Bei einer Gesamtfläche der Haus- und Kleingärten von in Summe rund 930.000 ha [uim 2018] könnten somit durch die Eigenkompostierung und -verwertung theoretisch bis zu einem Drittel des jährlichen Düngemittelbedarfes gedeckt und gleichzeitig mineralischer Dünger eingespart werden.

Wird unterstellt, dass die ermittelten 4,8 Mio. m³/a Kompost (57,7 l/(E · a)) von den rund 51 % der Gesamtbevölkerung hergestellt und verwertet werden, die über einen privaten Garten verfügen [statista 2018], ergibt sich für die Eigenkompostierung und -verwertung eine vorzuhaltende einwohnerspezifische Gartenfläche von im Durchschnitt 70 m²/E. Dieser

einwohnerspezifische Durchschnittswert kann die entscheidenden Einflussfaktoren auf die anfallenden Mengen zur Eigenkompostierung und -verwertung jedoch nur unzureichend abbilden. So beeinflussen insbesondere die Gartengröße und Gartennutzung des Abfallerzeugers unmittelbar die Höhe des Gartenabfallaufkommens und somit auch die über die Eigenkompostierung zu entsorgenden Abfallmengen. Gleichzeitig sind die Gartengröße und -nutzung ausschlaggebend für den Nährstoff- und somit den Kompostbedarf. Entsprechend wäre im Einzelfall zu prüfen, welche Abfallmengen der Eigenkompostierung zugeführt werden und ob die Gartenfläche des Abfallerzeugers hinreichend groß ist, um eine fachgerechte Eigenverwertung betreiben zu können. Zur Berücksichtigung dieser variablen Einflussfaktoren kann die aus einem Kilogramm Bioabfall herstellbare Kompostmenge von ca. 0,6 l/kg FM [Krause et al. 2014] ins Verhältnis zur maximal zulässigen Aufbringungsmenge von 1,6 l/(m² · a) gesetzt werden. Hieraus ergibt sich eine für die Eigenkompostierung und -verwertung vorzuhaltende spezifische Gartenfläche von ca. 0,37 m²/kg_{Input EK}.

Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass eine Kompostaufbringung auf die gesamte Gartenfläche nicht der Realität entspricht. So kann zwar auch der Nährstoffhaushalt von Rasenflächen durch das Aufbringen von Kompost verbessert werden, i. d. R. wird die Kompostdüngung von Rasenflächen in privaten Gärten jedoch kaum praktiziert. Ferner werden viele Gartenflächen anderweitig genutzt (Wege, Stellflächen, freizeitliche Nutzung) und stehen für eine Kompostgabe somit nicht oder nur in sehr eingeschränktem Maße zur Verfügung. Bedingt durch den demografischen Wandel kann zudem in den nächsten Jahren von einer weiteren Urbanisierung und einer veränderten (weniger intensiven) Nutzung von Gartenflächen in ländlichen Gebieten ausgegangen werden. Schlussfolgernd ist von einer Reduzierung des spezifischen und des absoluten Nährstoff- und Kompostbedarfes auf privaten Grundstücken auszugehen. Ebenso ist zu vermuten, dass der Gartenbewuchs, ebenfalls bedingt durch den demografischen Wandel, zunehmend von Ziergartenpflanzen dominiert wird und sich somit die Nutzgartenflächen mit höherem Nährstoff bzw. Kompostbedarf tendenziell verkleinern werden.

Wird darauf aufbauend unterstellt, dass der Kompostbedarf durchschnittlich nur 1,0 l/(m² · a) beträgt, steigt die für eine sachgemäße Eigenverwertung mindestens notwendige Gartenfläche deutlich an (Tabelle 10). Für das Jahr 2017 ergäben sich durch den reduzierten Kompostbedarf eine notwendige Gartenfläche von rund 476.000 ha und somit spezifische Werte von 114 m²/E bzw. 0,61 m²/kg_{Input EK}.

Tabelle 10: Mindestens vorzuhaltende Gartenfläche in Abhängigkeit der zulässigen Aufbringungsmenge

zulässige Aufbringungsmenge	benötigte Aufbringungsfläche ¹	mindestens vorzuhaltende Gartenfläche	
		Pro Einwohner	Pro kg Input _{EK}
1,6 l/(m ² · a)	292.300 ha	70 m ² /E	0,37 m ² /kg _{Input EK}
1,0 l/(m ² · a)	476.000 ha	114 m ² /E	0,61 m ² /kg _{Input EK}

¹ für eine sachgemäße Eigenverwertung benötigte Fläche bei Unterstellung einer Menge zur Eigenkompostierung von 95 kg/(E · a)

Wird zudem berücksichtigt, dass rund 600.000 ha der 930.000 ha Gartenfläche auf für die Eigenverwertung eher ungeeignete Rasenflächen entfallen [Höfs et al. 2012]; fehlen rund 146.000 ha Gartenfläche für eine sachgemäße Eigenverwertung. Das Aufbringen sämtlicher; mittels Eigenkompostierung erzeugter Kompostmengen; würde demzufolge zu einer

Überdüngung der Gartenflächen führen. Diese Überdüngung steht im eindeutigen Widerspruch zur gesetzlichen Forderung nach einer hochwertigen Verwertung.

Die ermittelten $70 \text{ m}^2/\text{E}$ bzw. $114 \text{ m}^2/\text{E}$ liegen oberhalb der in einigen Abfallwirtschaftssatzungen als Anforderungen für die Befreiung von der Anschlusspflicht an die Biotonne definierten mindestens vorzuhaltenden Gartenflächen (vgl. Kap. 6.4.1). Es ist zu vermuten, dass diese Differenzen; auf die in anderen Untersuchungen höher angesetzte zulässige Kompostaufbringungsmenge; zurückzuführen sind. Unabhängig davon sind einwohnerspezifische Durchschnittswerte bezogen auf Deutschland – wie oben bereits erwähnt - jedoch grundsätzlich nur bedingt für die Ableitung von konkreten Anforderungen geeignet.

Zur Sicherstellung einer fachgerechten Eigenverwertung stellt die Ableitung von Anforderungen für die Befreiung von der Anschlusspflicht an die Biotonne anhand einer Mindestgartenfläche, die sich an der eigenkompostierten Menge orientiert, einen geeigneteren Ansatz dar. In der Praxis wäre allerdings eine Quantifizierung der vom anschlusspflichtigen Haushalt potenziell mittels Eigenkompostierung zu behandelnden Bioabfallmenge notwendig. Hierfür müsste sowohl eine Abfrage der Personenzahl im Haushalt als auch eine Ermittlung der zugehörigen Gartenfläche unter Berücksichtigung der Gartennutzung erfolgen. Über diese Informationen kann mithilfe der einwohnerspezifischen Küchenabfallmengen (siehe Abbildung 62) sowie des flächenspezifischen Gartenabfallpotenzials (siehe Tabelle 6) die Menge zur Eigenkompostierung bestimmt werden. In Verbindung mit einem definierten inputspezifischen Wert für die vorzuhaltende Gartenfläche ($\text{m}^2/\text{kg}_{\text{Input EK}}$) ließe sich schließlich eine messbare Größe für den Nachweis einer fachgerechten Eigenverwertung erzeugen. Auf derselben Basis könnte zudem die für eine sachgemäße Eigenkompostierung benötigte Kompostergröße (siehe Kap. 6.4.4) bestimmt werden.

Der zuvor beschriebenen Vorgehensweise folgend, lassen sich für Haushalte beliebiger Personenzahl und variabler Größe der Gartenfläche die vorzuhaltenden Aufbringungsflächen für eine sachgemäße Eigenverwertung bestimmen (siehe Tabelle 11). Dabei wird ein Gartenabfallpotenzial von $1,9 \text{ kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ unterstellt (siehe Tabelle 6) und vereinfachend angenommen, dass die anfallenden Gartenabfälle vollständig der Eigenkompostierung zugeführt werden. Weiterhin werden die Küchenabfallmengen zur Eigenkompostierung mit $13 \text{ kg}/(\text{E} \cdot \text{a})$ abgeschätzt. Die restlichen anfallenden Küchenabfälle verteilen sich auf alternative Entsorgungswege (u. a. Restabfalltonne, Kanalisation).

Werden die Ergebnisse der benötigten Aufbringungsflächen dem zuvor ermittelten einwohnerspezifischen Wert von $70 \text{ m}^2/\text{E}$ bei einer zulässigen Kompostaufbringungsmenge von $1,6 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ gegenübergestellt, wird die nur eingeschränkte Gültigkeit dieser Berechnungsweise sichtbar. So werden über den einwohnerspezifischen Wert, insbesondere für Haushalte mit mehr als 2 Personen und kleiner bis mittelgroßer Gartenfläche ($< 300 \text{ m}^2$), vergleichsweise größere benötigte Aufbringungsflächen bestimmt. Bei steigender Gartenfläche entspricht die ermittelte benötigte Aufbringungsfläche wieder näherungsweise dem einwohnerspezifischen Wert. Gleiches gilt für den einwohnerspezifischen Wert von $114 \text{ m}^2/\text{E}$ bei einer zulässigen Kompostaufbringungsmenge von $1,0 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$. Aus diesen Ergebnissen wird das aus der Eigenverwertung resultierende Risiko der Überdüngung ersichtlich (vgl. Kap. 6.4.3). So ist im Falle einer geringen zulässigen Kompostausbringungsmenge festzustellen, dass die benötigte Aufbringungsfläche die Gartenfläche des Abfallerzeugers übersteigen kann.

Tabelle 11: Vereinfachte Darstellung der benötigten Aufbringungsfläche für eine fachgerechte Eigenkompostierung und -verwertung in Abhängigkeit der Personenanzahl im Haushalt sowie der Gartenfläche des Anschlusspflichtigen

Anzahl der Personen im Haushalt	Gartenfläche m ²	Benötigte Aufbringungsfläche (bei 1,6 l/(m ² · a)) m ²	Benötigte Aufbringungsfläche (bei 1,0 l/(m ² · a)) m ²
1 – 2	< 100	80	130
	100 – 300	150	250
	> 300	> 220	> 360
3 – 4	< 100	90	150
	100 – 300	160	260
	> 300	> 230	> 380

Gerundete Werte; Annahmen für die Berechnung der benötigten Aufbringungsfläche:

Gartenabfälle zur Eigenkompostierung: 1,9 kg/(m² · a); Küchenabfälle zur Eigenkompostierung: 13 kg/(E · a)

6.4.3 Nährstoffeintrag der Eigenverwertung

Das Risiko einer Überdüngung durch eine nicht sachgemäß durchgeführte Eigenverwertung lässt sich auch über eine nähere Betrachtung der Nährstoffbilanz in Gärten darstellen. Ein ausgeglichenes Verhältnis zwischen Nährstoffeintrag und -bedarf setzt voraus, dass dem Garten bzw. dem Boden nur die Nährstoffe zugeführt werden, die ihm zuvor über den Anbau von Gemüse und Obst oder durch das Wachstum von Ziergewächsen entnommen wurden. Ein autark lebender Haushalt erfüllt die notwendigen Voraussetzungen, um ein solches Gleichgewicht einzustellen. Werden jedoch alle in einem Haushalt anfallenden organischen Abfälle, einschließlich der Abfälle aus zugekauften Lebensmitteln, der Eigenkompostierung bzw. -verwertung zugeführt, ist zu befürchten, dass der Nährstoffeintrag, auch unter Berücksichtigung von Nährstoffausträgen wie bspw. über die Kanalisation, den Nährstoffbedarf des Gartens überschreitet und ein Nährstoffüberschuss entsteht.

Zur Ableitung von Anforderungen an die im Falle der Eigenverwertung mindestens vorzuhaltende Gartenfläche kann daher auch der mit ihr einhergehende Nährstoffeintrag genutzt werden. In der nachfolgenden Tabelle 12 ist der durch die Eigenverwertung bedingte Eintrag der Nährstoffe Stickstoff (N), Kaliumoxid (K₂O), Diphosphorpentoxid (P₂O₅), Kalziumoxid (CaO) und Magnesiumoxid (MgO) dargestellt. Die Berechnung erfolgt auf Basis einer der Eigenkompostierung zugeführten Menge von 95 kg/(E · a) und dem von der bifa Umweltinstitut GmbH ermittelten Nährstoffgehalt von aus Biogut in einer offenen Kompostierung hergestelltem Kompost [bifa 2015]. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass die Nährstoffgehalte des Komposts wesentlich durch die Zusammensetzung des verwendeten Bioguts und die Kompostbewirtschaftung (z. B. Auswaschung bei offener Kompostierung) beeinflusst werden können.

Für die weitere Betrachtung und Einordnung der Ergebnisse werden den ermittelten Nährstoffeinträgen zum einen die am Maßstab des § 2 Nr. 9 DüV für die landwirtschaftliche Düngung festgelegten Grenzwerte, oberhalb derer eine Fracht als „wesentliche Nährstoffmenge“ eingestuft wird, gegenübergestellt. Nach § 3 Abs. 1 DüV müssen vor der Aufbringung wesentlicher Nährstoffmengen der Düngebedarf einer Kultur bzw. einer Ackerfläche sachgerecht festgestellt und strengere Vorgaben zur Vermeidung der Überdüngung von Böden sowie der Eutrophierung von Gewässern eingehalten werden. Zum anderen werden den durch

die Eigenverwertung eingetragenen Nährstofffrachten die in § 4 Abs. 3 DüMV genannten Anforderungen für das Inverkehrbringen von Bodenhilfsstoffen und Pflanzenhilfsmitteln gegenübergestellt (Tabelle 12). Gegenwärtig existieren keine rechtlich fixierten Grenzwerte für die aus der Eigenkompostierung in Privathaushalten resultierenden Nährstoffeinträge, sodass in erster Näherung die Vorgaben aus der DüV und DüMV angesetzt werden.

Tabelle 12: Aus der Eigenverwertung resultierende Nährstoffeinträge in Abhängigkeit der aufgebrauchten Kompostmenge

Nährstoffe	Nährstoffeintrag kg/ha, a	Nährstoffeintrag kg/ha, a	Anforderungen gem. Nährstoffeintrag kg/ha, a	Anforderungen gem. § 4 Abs. 3 DüMV ² kg/ha
Aufbringungsmenge Kompost	1,0 l/(m ² · a)	1,6 l/(m ² · a)	-	-
N	60,1	97,9	50	50
K ₂ O	58,8	95,8	-	50
P ₂ O ₅	33,7	55,0	30	30
CaO	329	536,4	-	500
MgO	49,0	79,9	-	-

¹ Nährstoffeinträge oberhalb der genannten Werte gelten im Sinne der DüV als „wesentliche Nährstoffmenge“; gem. § 3 Abs. 1 DüV muss vor Aufbringung wesentlicher Nährstoffmengen der Düngebedarf der Kultur sachgerecht festgestellt werden.

² die Anforderungen gelten für Bodenhilfsstoffe und Pflanzenhilfsmittel, bei denen die auf das Produkt bezogenen Anwendungsempfehlungen bei einer einmaligen Anwendung zu Nährstoffeinträgen oberhalb der in der Tabelle aufgeführten Werte führen würden

Die Gegenüberstellung der Nährstoffeinträge aus der Eigenverwertung mit den Anforderungen aus den düngerechtlichen Regelwerken für die landwirtschaftliche Düngung und das Inverkehrbringen von Bodenhilfsstoffen und Pflanzenhilfsmitteln liefert je nach Kompostaufbringungsmenge unterschiedliche Ergebnisse. Wird für die Berechnung der Nährstoffeinträge eine Aufbringungsmenge von 1,0 l/(m² · a) verwendet, liegen die Werte für N, K₂O und P₂O₅ leicht oberhalb der Größenordnung der Anforderungen der düngerechtlichen Regelwerke. Wird berücksichtigt, dass nicht alle mit dem Kompost eingetragenen Nährstoffe auch tatsächlich pflanzenverfügbar und wasserlöslich sind, können die betrachteten Nährstoffeinträge als unbedenklich eingestuft werden.

Bei einer Aufbringungsmenge von 1,6 l/(m² · a) ergeben sich jedoch deutlich höhere Nährstofffrachten. Für die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor ergeben sich Mengen von ca. 98 kg N und 55 kg P₂O₅ pro Hektar und Jahr. Damit wäre nach dem Maßstab der DüV die in den Boden eingebrachte Fracht als wesentliche Nährstoffmenge einzustufen, sodass die bereits oben genannten Vorgaben vor und bei der Aufbringung des Kompostes einzuhalten wären. Zusammen mit den für die Einträge von Kalium und Calcium ermittelten Mengen von ca. 96 kg K₂O/ha, a bzw. 536 kg CaO/ha, a werden auch die nach DüMV geltenden Anforderungen überschritten. Dementsprechend müsste anhand der DüMV für den aus der Eigenkompostierung hergestellten Kompost eine Aufbringungsmenge unterhalb von 1,6 l/(m² · a) empfohlen werden. Obgleich auch bei diesem Szenario die tatsächlich pflanzenverfügbaren Nährstoffanteile für eine eindeutige Aussage herangezogen werden müssen, wird ersichtlich, dass der aus der

Eigenverwertung resultierende Nährstoffeintrag als Parameter in die Entwicklung gesetzlicher Anforderungen mit einfließen sollte. In weiterer Konsequenz legen die Ergebnisse des Nährstoffeintrags somit ebenfalls nahe, dass eine Gartenfläche von $70 \text{ m}^2/\text{E}$ nicht für eine sachgerechte Eigenverwertung ausreicht (vgl. Kap. 6.4.2).

6.4.4 Kompostervolumen

Eine fachgerechte Kompostbewirtschaftung stellt die Grundvoraussetzung sowohl für das Vermeiden klimaschädlicher Emissionen (vgl. Kap. 6.3) als auch für die Erzeugung eines hochwertigen Kompostes dar. Zu einer fachgerechten Kompostbewirtschaftung zählen neben der Sicherstellung geeigneter Rottebedingungen (z. B. regelmäßige Kompostauflockerung und -umsetzung, Abdeckung des Komposters) auch das Vorhalten eines für die anfallenden Abfälle ausreichend großen Kompostervolumens. Ein zu klein gewähltes Fassungsvermögen kann bspw. zu einer starken Materialverdichtung führen, wodurch eine gleichmäßige Belüftung des Rottegutes behindert und die Entstehung klimaschädlicher Gase begünstigt werden (vgl. Kap. 6.3). Liegt ein extremes Missverhältnis zwischen der Kompostergröße und der anfallenden Biogutmenge vor, ist letztendlich zu unterstellen, dass keine vollständige und fachgerechte Verwertung der Abfälle auf dem privaten Grundstück des Abfallerzeugers erfolgen kann. Vor diesem Hintergrund erscheint es sinnvoll und naheliegend, Anforderungen an die vorzuhaltende Kompostergröße zu stellen.

Aus den in Kap. 6.2 bzw. in Abbildung 62 aufgezeigten einwohnerspezifischen Massenströmen und unter der Annahme, dass die Eigenkompostierung von den rund 51 % der Gesamtbevölkerung praktiziert werden, die über einen privaten Garten verfügen (vgl. Kap. 6.4.2), kann die benötigte Kompostergröße abgeleitet werden. Wird für Küchenabfälle eine Dichte von $0,5 \text{ kg/l}$ und für Gartenabfälle von $0,4 \text{ kg/l}$ sowie ein Rotteverlust während der Kompostierung von 50 Ma.-% angesetzt, ergibt sich ein durchschnittliches einwohnerspezifisches Volumen von rund 230 l/E . Analog zu den Ausführungen in Kap. 6.4.2 gilt auch hier, dass dieser Wert als Durchschnittswert für ganz Deutschland nur bedingt für die Ableitung von Anforderungen an eine grundsätzlich vorzuhaltende Kompostergröße geeignet ist. Die benötigte Größe wird maßgeblich durch die mittels Eigenkompostierung zu behandelnden Gartenabfälle und dementsprechend von der Gartenfläche, auf der diese Abfälle anfallen, beeinflusst. So wurde in einer zuletzt vom Umweltbundesamt beauftragten Studie für einen 4 Personen Haushalt mit einer Gartenfläche von 300 m^2 eine benötigte Kompostergröße von 1.000 l bestimmt [Krause et al. 2014]. Anhand des zuvor aufgezeigten einwohnerspezifischen Mittelwertes ergäbe sich für einen 4 Personen Haushalt hingegen eine kleinere benötigte Kompostergröße von knapp 920 l .

Der oben aufgezeigten Methodik folgend, lassen sich für Haushalte beliebiger Personenzahl und variabler Größe der Gartenfläche das benötigte Kompostervolumen bestimmen (siehe Tabelle 13). Dabei wird analog zu Kap. 6.4.2 ein Gartenabfallpotenzial von $1,9 \text{ kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ unterstellt (siehe Tabelle 6) und vereinfachend angenommen, dass die anfallenden Gartenabfälle vollständig der Eigenkompostierung zugeführt werden. Weiterhin werden die Küchenabfallmengen zur Eigenkompostierung mit $13 \text{ kg}/(\text{E} \cdot \text{a})$ abgeschätzt. Die restlichen anfallenden Küchenabfälle verteilen sich auf alternative Entsorgungswege (u. a. Restabfalltonne, Kanalisation).

Die Ergebnisse zeigen, dass das zuvor bestimmte einwohnerspezifische Kompostervolumen (230 l/E) nur bei mittelgroßen Gartenflächen ($100 - 300 \text{ m}^2$) und Haushaltsgrößen von 1-2 Personen für eine hinreichend genaue Abschätzung der benötigten Kompostergröße verwendet werden kann. Mit größer werdender Gartenfläche errechnen sich für kleine Haushalte über den einwohnerspezifischen Wert hingegen Kompostergrößen, die für eine sachgerechte

Eigenkompostierung unzureichend sind. Gleichmaßen führt der Ansatz einwohnerspezifischer Kompostervolumen bei Gartenflächen (< 300 m²) und Haushaltsgrößen von 3-4 Personen oder mehr zu einer Überdimensionierung der Kompostergröße.

Tabelle 13: Vereinfachte Darstellung der benötigten Kompostergröße für eine fachgerechte Eigenkompostierung und -verwertung in Abhängigkeit der Personenanzahl im Haushalt sowie der Gartenfläche des Anschlusspflichtigen

Anzahl der Personen im Haushalt	Gartenfläche	Benötigte Kompostergröße
	m ²	l
1 – 2	< 100	260
	100 – 300	500
	> 300	> 740
3 – 4	< 100	290
	100 – 300	530
	> 300	> 770

*Gerundete Werte; Annahmen für die Berechnung der benötigten Kompostergröße
Dichte Küchenabfälle: 0,5 kg/l; Dichte Gartenabfälle: 0,4 kg/l; Rotteverlust: 50 Ma.-%; Gartenabfälle zur Eigenkompostierung: 1,9 kg/(m² · a); Küchenabfälle zur Eigenkompostierung: 13 kg/(E · a)*

6.5 Handlungsempfehlungen

Die Eigenkompostierung und -verwertung befinden sich im Spannungsfeld der rechtlichen Legitimation durch das KrWG auf der einen Seite und den klima- und umweltpolitisch motivierten Anstrengungen zur Erhöhung der Erfassungsmengen von Bioabfällen auf der anderen Seite. Während das KrWG die Getrenntsammlung von überlassungspflichtigen Bioabfällen fordert, bietet es gleichzeitig die Möglichkeit zur Befreiung vom Anschluss- und Benutzungszwang der Biotonne für den Fall, dass eine ordnungsgemäße und schadlose Eigenverwertung des Bioabfalls gewährleistet werden kann. Eine vollständige Eigenverwertung (und gleichzeitige Befreiung von der Biotonne) ist vor dem Hintergrund, dass die für eine sachgemäße Durchführung der Eigenkompostierung und -verwertung ungeeigneten Bestandteile der Küchenabfälle auf Grund der Befreiung von der Biotonne in der Restabfalltonne verbleiben, nicht konsequent realisierbar. Dieses Dilemma gewinnt zum einen durch wirtschaftliche Anreize sowohl für die öRE als auch für die Abfallerzeuger selbst an Komplexität. Die Entlassung privater Haushalte aus der Anschlusspflicht, insbesondere in dünnbesiedelten Gebieten, reduziert den logistischen und organisatorischen Aufwand für die öRE, was sich wiederum in Form niedrigerer Gebühren positiv auf die vom Anschlusszwang befreiten Haushalte auswirken kann. Zum anderen kann eine sachgemäße Eigenkompostierung und -verwertung einen Beitrag zur Schließung lokaler Stoffkreisläufe leisten und unter bestimmten Rahmenbedingungen eine hochwertige Form der Verwertung darstellen. Dieser positive Umweltnutzen reduziert sich jedoch, sobald die Kompostbewirtschaftung und die anschließende Aufbringung des Komposts nicht mehr sachgerecht durchgeführt werden. Tatsächlich ist in diesem Fall zu befürchten, dass durch die Eigenkompostierung und -verwertung sogar negative Umweltauswirkungen, wie Überdüngung der Böden und vermehrte Emissionen klimaschädlicher Treibhausgase auftreten. Angesichts beträchtlicher der Eigenkompostierung zugeführten Mengen (7,8 Mio. Mg pro Jahr) ist davon auszugehen, dass durch die Sicherstellung

einer sachgemäßen Eigenkompostierung und -verwertung somit Umweltentlastungspotenziale erschlossen werden können.

Die Stärkung der fachgerechten Eigenkompostierung und -verwertung ist maßgeblich durch die Definition klarer Anforderungen an die Eigenkompostierung und die Befreiung vom Anschluss- und Benutzungszwang der Biotonne möglich. In jedem Fall sind bundesweit einheitliche und verbindliche Anforderungen notwendig, die sowohl in städtischen als auch ländlichen Gebieten anwendbar sind. Auf Grundlage der Ergebnisse der vorliegenden Studie wird die Einführung der folgenden Anforderungen an die durch Eigenkompostierung und -verwertung begründete Befreiung von der Anschluss- und Benutzungspflicht der Biotonne und rechtliche Umsetzung, z. B. in der geplanten umfassenden Novellierung der BioAbfV empfohlen:

- ▶ **Vorzuhaltende Gartenfläche:** Wie in Kap. 6.4.2 dargelegt, müsste streng genommen für jeden Einzelfall geprüft werden, welche Abfallmengen zur Eigenkompostierung anfallen. Hierfür würden zunächst Informationen u. a. zur Personenzahl im Haushalt, Gartengröße und -nutzung des Anschlusspflichtigen sowie zu Zugangsmöglichkeiten zu alternativen Entsorgungswegen erfasst werden. Mithilfe der im Rahmen der vorliegenden Studie hergeleiteten vorzuhaltenden Gartenfläche von mindestens $0,37 \text{ m}^2/\text{kg}_{\text{Input EK}}$ würde schließlich für den antragstellenden Haushalt die für eine Befreiung von der Anschluss- und Benutzungspflicht der Biotonne nachzuweisende Gartenfläche ermittelt werden. Es ist davon auszugehen, dass eine derart aufwendige Bestimmung für viele öRE aus technischen und wirtschaftlichen Gründen nicht leistbar ist. Der bisherige Ansatz eines grundsätzlich anzunehmenden Mittelwertes könnte als Kompromiss zwischen Zweckmäßigkeit und Umsetzungsaufwand der Anforderung gesehen werden. Wird ein bundesweit einheitlicher Mittelwert verwendet, sollte dieser mindestens bei den hier ermittelten $70 \text{ m}^2/\text{E}$ liegen (vgl. Kap. 6.4.2 und 6.4.3). Zur Berücksichtigung lokaler Unterschiede könnte der bundesweite Mittelwert anhand von Auswertungen der statistischen Daten zu Haushalts- und Gartengrößen der jeweiligen Entsorgungsgebiete angepasst werden. Hieraus ließe sich bei Anwendung einer inputspezifischen Berechnung ($0,37 \text{ m}^2/\text{kg}_{\text{Input EK}}$) eine Untergrenze für die vorzuhaltende Gartenfläche von 70 m^2 ableiten.
- ▶ **Kompostervolumen:** Reicht die Kompostergröße zur Kompostierung der anfallenden Abfallmengen nicht aus, kann keine fachgerechte Kompostierung erfolgen. Die benötigte Kompostergröße stellt somit ebenfalls einen sinnvollen Prüfwert für den öRE dar. Da die Kompostergröße analog zu der vorzuhaltenden Gartenfläche ermittelt wird, ergibt sich auch hier das Problem, einen zielführenden bundesweit einheitlichen Wert zu definieren. Im Sinne der Sicherstellung einer möglichst umweltverträglichen Eigenkompostierung sollte jedoch auch hier die Einführung einer quantitativen Anforderung hinsichtlich einer Mindestgröße des Komposters in Erwägung gezogen werden. Auf Grundlage der Ergebnisse der vorliegenden Studie müsste eine solche Mindestgröße mit $230 \text{ l}/\text{E}$ gewählt werden. Dieser bundesweite Mittelwert könnte analog zur vorzuhaltenden Gartenfläche unter Berücksichtigung der lokalen Gegebenheiten des Entsorgungsgebietes angepasst werden.
- ▶ **Reduktion des Biotonnenvolumens:** Bei sachgemäßer Durchführung der Eigenkompostierung ist eine vollständige Behandlung aller im Haushalt anfallenden

organischen Abfälle defacto nicht möglich (vgl. Kap. 6.2). Im Restabfall der von der Anschlusspflicht befreiten Haushalte sind in der Praxis immer noch nennenswerte Organik-Anteile zu finden. Eine Befreiung vom Anschluss- und Benutzungszwang der Biotonne steht daher im Konflikt mit der nach § 11 Abs. 1 KrWG geltenden Pflicht zur Getrenntsammlung. Aus diesem Grund ist mittelfristig anzustreben, dass vom Anschlusspflichtigen im Falle der Eigenkompostierung und -verwertung nur eine Reduktion des bereitgestellten Biotonnenvolumens in Verbindung mit einer Gebührenminderung beantragt werden kann. Für aus infrastrukturellen o. ä. Gründen nicht an die Biotonne angeschlossene Haushalte sollten zudem Anreize geschaffen werden, eine sachgemäße Eigenkompostierung und -verwertung zu betreiben.

- ▶ **Vollzug:** Obgleich auf kommunaler Ebene bereits vereinzelt Bedingungen (z. B. Angabe der Gartenfläche) für die Befreiung von der Anschlusspflicht an die Biotonne formuliert werden, ist diesen Anforderungen auf Grund mangelnder Kontrolle bzw. ausbleibenden Vollzuges (sofern überhaupt Anforderungen formuliert werden) bisher nur eine untergeordnete Bedeutung beizumessen. Dabei verfügt der öRE gemäß § 19 KrWG über die notwendige Legitimation zur Kontrolle der auf den Befreiungsanträgen gemachten Angaben zum Grundstück der Antragstellenden. Ziel sollte neben der Einführung einheitlicher Anforderungen daher auch deren konsequenter Vollzug (z. B. Grundstücksbegehungen zur Antragsprüfung; Nutzung von digitalen Luftbildern) sein. Dafür sollten vom öRE entsprechend personelle Kapazitäten geschaffen werden.

7 Projektteil "Barcamp"

7.1 Hintergrund, Veranlassung und Ziele

7.1.1 Betrachtung der Inputströme: Hochwertige Verwertung erfordert eine hohe Sortenreinheit

Um möglichst hochwertige Verwertungsmöglichkeiten von Bioabfällen realisieren zu können, ist eine reine Betrachtung der Verwertung der eingesammelten Bioabfälle und der technischen und ökologischen Implikationen nicht ausreichend. Aus diesem Grund greift das vorliegende Vorhaben eine Inputbetrachtung auf und untersucht zentrale Voraussetzungen für eine möglichst sortenreine Erfassung von Bioabfällen. Im Fokus steht hierbei die Getrenntsammlung organischer Abfälle in den privaten Haushalten über die haushaltsnahe Biotonne. Eine wirkungsvolle hochwertige Verwertung von Bioabfällen erfordert jedoch nicht nur eine möglichst hohe Sortenreinheit, sondern auch die Generierung eines möglichen großen Volumens an individuellen Stoffströmen; deshalb werden auch Möglichkeiten der Steigerung der erfassten organischen Abfälle in den privaten Haushalten betrachtet.

Bei den beiden Zielen Qualität und Quantität der Bioabfälle spielt die Öffentlichkeitsarbeit und Kommunikation eine zentrale Rolle, damit die BürgerInnen die Biotonne wie gewünscht nutzen und sie alle kompostierbaren Küchenabfälle ohne Fremdstoffe der Biotonne zuführen. Dem vorliegenden Projektteil liegt somit die Annahme zugrunde, dass eine gute und fundierte Öffentlichkeitsarbeit und Abfallberatung der Schlüssel für eine hohe Sortenreinheit und Mengensteigerung als Grundlage für eine hochwertige Verwertung darstellen.

Damit diese anspruchsvolle Kommunikationsaufgabe nicht ausschließlich auf einzelner lokaler Ebene von der kommunalen Abfallberatung und Öffentlichkeitsarbeit geleistet werden muss, wurde die bundesweite Initiative Aktion Biotonne Deutschland gegründet. Diese Initiative hat sich zum Ziel gesetzt, die lokale Abfallwirtschaftskommunikation in Bezug auf die Biotonne zu unterstützen, um die Qualitäts- und Quantitätsziele der Bioabfallverwertung zu erreichen.

7.1.2 Bedarf der Abfallberatung: Vernetzung

Eine wesentliche Erkenntnis der Aktion Biotonne Deutschland in der langjährigen Zusammenarbeit mit der kommunalen Abfallberatung war, dass die Anforderungen an die Abfallberatung und Öffentlichkeitsarbeit zur Biotonne in den letzten Jahren enorm gestiegen sind, insbesondere seitdem die Bioabfallverwertung zu einem zentralen Thema der Branche avancierte. Allzu oft arbeitet dabei die kommunale Abfallberatung isoliert: Überall werden ähnliche Probleme bearbeitet und ständig „das Rad neu erfunden“. Es wurde immer wieder artikuliert, dass der Austausch von Erfahrungen zwischen den für die Biotonnen-Kommunikation verantwortlichen Akteuren fehlt.

Aus diesem Grund entstand die Idee, eine bundesweite Veranstaltung für den Austausch von AbfallberaterInnen zu organisieren. Mit dieser Plattform sollte untersucht werden, welche konkreten Themen für die lokale Abfallberatung relevant sind, mit welchen innovativen Instrumenten Probleme gelöst werden können und welche Leistungen eine verstärkte Vernetzung hervorbringen sollen und können.

7.1.3 Das Biotonnen-Barcamp im Rahmen des Bad Hersfelder Biomasseforums 2019

Das Ziel einer bundesweiten Austauschplattform wurde konkret in Form der bundesweiten Fachveranstaltung „Biotonnen-Barcamp“ umgesetzt. Die Veranstaltung wurde so positioniert,

dass sie den Erfahrungsaustausch und Wissenstransfer für eine erfolgreiche Abfallberatung fördern konnte. Da das Barcamp im Rahmen des Netzwerkes und der Kampagne „Aktion Biotonne Deutschland“ umgesetzt wurde, war es gleichzeitig die Abschlussveranstaltung der diesjährigen „Aktion Biotonne Deutschland“, an der sich zwischenzeitlich mehr als 150 Landkreise, Städte, Abfallwirtschaftsbetriebe und nationale Partner beteiligten.

Die Veranstaltung „Biotonnen-Barcamp“ wurde zudem an das 13. Bad Hersfelder Biomasseforum vom 19. und 20. November 2019 angekoppelt und am 20. November in der Stadthalle in Bad Hersfeld umgesetzt. Das Ziel des Bad Hersfelder Biomasseforums ist es seit vielen Jahren, die Bioabfallwirtschaft weiterzuentwickeln. Es hat sich so zu einem relevanten jährlichen Branchentreffen mit bis zu 400 TeilnehmerInnen etabliert. Aufgrund der hohen Relevanz und Akzeptanz des Biomasseforums wurde beschlossen, das Biotonnen-Barcamp in dessen Umfeld umzusetzen, um eine möglichst hohe Aufmerksamkeit für die bundesweite Austauschveranstaltung der Abfallberatung im Vorfeld zu generieren. Zudem wurde so angestrebt, dass möglichst viele TeilnehmerInnen des Forums das direkt anschließende Biotonnen-Barcamp besuchen.

Veranstaltet wurde das Biotonnen-Barcamp vom Projektbüro Aktion Biotonne Deutschland mit Sitz bei der Kommunikationsagentur, lichtl Ethics & Brands GmbH mit Unterstützung durch das Witzenhausen-Institut, welches das Biomasseforum veranstaltet und organisiert, und das Öko-Institut.

7.1.4 Portrait der Aktion Biotonne Deutschland

Die Aktion Biotonne Deutschland wurde als optimaler Partner für die Untersuchung der Weiterentwicklung der Abfallberatung mit einem Schwerpunkt auf der Biotonne eingestuft. Die Aktion Biotonne ist einerseits eine bundesweite Kommunikations-Kampagne zur Biotonne. Andererseits hat die Aktion Biotonne Deutschland einen institutionellen Charakter, denn sie ist ein Netzwerk von Akteuren, die die Förderung der Bioabfallkompostierung in Deutschland verbindet. Der Ursprung der Initiative liegt in Hessen: Dort entstand die Idee einer Städte- und Landkreis-übergreifenden Kommunikation zur Biotonne 2015 im Hessischen Umweltministerium, das gemeinsam mit 75 Kommunen und 130 Märkten von REWE die erste landesweite Kampagne zur Biotonne durchführte. Den Anstieg der eingesammelten Bioabfallmenge in Hessen im Kampagnenjahr um 9 kg pro Kopf gegenüber 2015 führte das Statistische Landesamt Hessen auf die Aktion Biotonne zurück (Quelle: https://statistik.hessen.de/pressemitteilungen/pm_1692.html).

Die Resonanz in Hessen war so positiv, dass die Aktion Biotonne Deutschland 2017 zum ersten Mal bundesweit antrat und seitdem einmal im Jahr gemeinsame Aktionswochen umsetzt. Bis einschließlich 2019 haben sich insgesamt 142 Landkreise, Städte und Abfallwirtschaftsbetriebe, die 2.986 Städte und Kommunen abdecken, für die Teilnahme an der Aktion Biotonne Deutschland angemeldet und sind seither aktiv an den Aktionswochen beteiligt. 2017 beteiligten sich 2.000 REWE-Märkte. Nationale Partner waren von Beginn an das Bundesumweltministerium, Naturschutzbund Deutschland NABU, VHE e.V. Verband der Humus- und Erdenwirtschaft, BDE Bundesverband der Deutschen Entsorgungs-, Wasser- und Rohstoffwirtschaft e. V. und der Fachverband Biogas. 2018 kamen als Unterstützer der Verband Kommunaler Unternehmen VKU, die Handelsketten tegut, real, toom Baumarkt und einzelne Edeka-Geschäfte sowie der Hauptverband des Deutschen Einzelhandels (HDE) und die überregionale Kampagne #wirfuerbio hinzu. Neue Unterstützer in 2019 waren das Umweltbundesamt und die Bundesgütegemeinschaft Kompost (BGK). Koordiniert wird das Netzwerk seit Beginn vom Projektbüro Aktion Biotonne, das bei der Agentur. lichtl Ethics & Brands in Hofheim am Taunus angesiedelt ist. Nach den Planungen der treibenden

Netzwerkpartner soll die Aktion Biotonne Deutschland langfristig mindestens einmal im Jahr eine Kampagne zur Ergänzung der lokalen und regionalen Öffentlichkeitsarbeit zur Biotonne durchgeführt werden.

Inhaltlicher Auslöser für das Netzwerk waren die Ergebnisse des Witzenhausen-Instituts, dass in Gebieten mit langjähriger Biotonne noch bis zu 40 Prozent Bioabfall im Restmüll landeten. In manchen Regionen ist zudem der Fremdstoffanteil in der Biotonne hoch - mit steigender Tendenz. Da zudem die flächendeckende Erfassung aller Bioabfälle aus Haushalt und Garten seit 1. Januar 2015 Pflicht ist, müssen Haushalte ohne Biotonne für dieses Sammelsystem gewonnen werden.

Die Ziele der Aktion Biotonne Deutschland sind vor diesem Hintergrund: Steigerung der erfassten Bioabfallmengen, Verringerung der Fremdstoffgehalte und Gewinnung neuer BürgerInnen für die Biotonne. Dies ist die Voraussetzung zur Herstellung von Qualitätskompost und zur energetischen Nutzung des Bioabfalls durch Erzeugung von Biogas.

Neu an dem Ansatz der Aktion Biotonne Deutschland ist: Die Kommunikationsinitiative wird von lokalen und nationalen Akteuren gemeinsam umgesetzt. Früher arbeitete jede Öffentlichkeitsarbeiterin und jeder Öffentlichkeitsarbeiter zum Thema Bio- und Küchenabfälle nur lokal und mit lokalen Kommunikationsinstrumenten. Durch das breit angelegte Aktionsbündnis werden die personellen und werblichen Ressourcen vervielfacht und damit wird dem Thema eine viel größere gesellschaftliche Aufmerksamkeit zuteil. Je mehr Kommunen und Landkreise bundesweit an der Aktion Biotonne Deutschland mitmachen, desto mehr wird die Biotonne zum Gesprächsthema in der breiten Öffentlichkeit und desto mehr Bürgerinnen und Bürger tragen durch eine bessere Getrenntsammlung von Bioabfall zum Umwelt- und Ressourcenschutz bei.

7.2 Methodisches Vorgehen

7.2.1 Ein Barcamp

Das „Biotonnen-Barcamp“ richtete sich vor allem an die AbfallberaterInnen von Kommunen, Abfallzweckverbänden und beauftragten Dritten sowie an alle öffentlich-rechtliche Entsorgungsträger, die mit der Abfallberatung und Öffentlichkeitsarbeit zur Biotonne beschäftigt sind.

Methodisch lag die Besonderheit des Biotonnen-Barcamps in dem für die Abfallwirtschaftsbranche neuartigen Veranstaltungsformat. Während die meisten Konferenzen und Tagungen der Branche eine gesetzte Agenda mit ausgewählten Referenten haben, geht es bei einem Barcamp in erster Linie um den Austausch und die Vernetzung der Teilnehmerinnen und Teilnehmer. Die Themen, die bei dem Barcamp besprochen wurden, kamen von den TeilnehmerInnen selbst – die inhaltliche Gestaltung lag somit in ihren Händen.

Zu Beginn der Veranstaltung stellten diejenigen, die einen konkreten Themenvorschlag hatten, ihre Session kurz vor. Anschließend wurden die Themen in eine Art „Stundenplan“ eingeteilt. Dabei fanden immer mehrere Sessions parallel statt. Eine Session bestand im Wesentlichen aus einem Vortrag, bei dem das konkrete Problem – oder auch die Lösung zu einem Problem – der Teilnehmerin bzw. des Teilnehmers erläutert wurde. Anschließend wurde das Thema in einer Diskussionsrunde gemeinsam beleuchtet, es wurden Rückfragen gestellt und potenzielle Optimierungen erarbeitet. Da mehrere Sessions parallel stattfanden und die TeilnehmerInnen frei entscheiden konnten, an welcher Session sie sich beteiligen wollten, entstand für die TeilnehmerInnen der größtmögliche Nutzen aus der Veranstaltung. Jeder konnte sich zu genau den Themen informieren und einbringen, für die ein konkreter Eigenbedarf bestand. Im Rahmen

des Biotonnen-Barcamps wurden folgende Sessions angeboten, aus denen sich die offene Diskussion entwickelte:

Tabelle 14: Programm Biotonnen-Barcamp

Zeitfenster	Raum 1	Raum 2	Raum 3
14.15 bis 15.15 Uhr	Bringsysteme & Kommunikation Stephan Müllers Abfallwirtschaftsbetrieb LK Ahrweiler	Bioabfallbeutel & der Handel Birgit Simon Abfallwirtschaftsbetrieb Wetteraukreis	Checkliste BGK Dirk Henssen Selbstst. beratender Ingenieur im Auftrag der BGK e.V.
15.45 bis 16. 30 Uhr	Kontrollen & Kommunikation Stephan Müllers Abfallwirtschaftsbetrieb LK Ahrweiler	Biotonne in Großwohnanlagen Tanja Walter-Dunne lichtl Ethics & Brands	Vernetzung der Abfallberatung Bernd Maibaum www.abfallberatung.de
16.45 bis 17.30 Uhr	Zukunftskonzepte Aktion Biotonne Deutschland Bianca König Projektbüro Aktion Biotonne	Der Nutzen von Kompost als Kernbotschaft Michael Schneider VHE e.V.	Digitale Medien & Abfallberatung Anja Pittroff .lichtl Ethics & Brands

7.2.2 Ecotainment oder der sympathische Abfall

Ein wesentliches methodisches Prinzip der Aktion Biotonne Deutschland ist ihr Ecotainment-Ansatz (Quelle zu Ecotainment: <https://de.wikipedia.org/wiki/Ökotainment>), was auch bei der Konzeption der Barcamp-Veranstaltung zum Tragen kam. In Bezug auf die Biotonne kommt Ecotainment folgendermaßen zum Tragen: Kompostierbare Küchenabfälle sind der wohl unbeliebteste Abfall in den eigenen vier Wänden. Das Dilemma: Plastiktüten haben in der Biotonne nichts zu suchen. Auch wenn BürgerInnen sie gerne zur unkomplizierten Sammlung der Küchenabfälle nutzen, stören sie die Verarbeitung der Abfälle in der Anlage. Häufig landen viele Essens- und Kochabfälle aus Bequemlichkeit daher in der Restmülltonne. Hygieneaspekte und der „Ekelfaktor“ machen die Biotonne zu einem hochemotionalen Thema. Deshalb setzt die Aktion Biotonne Deutschland im ersten Schritt auf die Erzeugung positiver Gefühle, dem Grundprinzip von Ecotainment: ein Design-Vorsortierbehälter in verschiedenen Trendfarben, schön gestaltete Papiertüten, das Ambiente moderner Supermärkte oder spannende Online-Angebote. Darin eingebettet sind dann entsprechend dem Ecotainment-Prinzip harte Fakten, denn häufig sind Bürgerinnen und Bürger schlichtweg nicht ausreichend über die Biotonne und das große Verwertungspotenzial der Bioabfälle informiert.

7.3 Durchführung des Barcamps und Ergebnisse

7.3.1 Ort und TeilnehmerInnen

An dem Biotonnen-Barcamp Bad Hersfeld nahmen am 20. November 2019 50 Personen teil. Die TeilnehmerInnen kamen von verschiedenen Institutionen wie öRE, Abfallwirtschaftsbetrieben, Fachverbänden, Hochschulen und Forschungsinstituten. Die Liste der Institutionen findet sich im Anhang. Zentrale Ergebnisse der Barcamp-Sessions

Die wichtigsten Ergebnisse aus den Sessions für die Abfallberatung und Kommunikation zur Biotonne werden im Folgenden zusammengefasst angeführt.

Bringsysteme & Kommunikation

Es wurde deutlich, dass ein Umstieg von der Biotonne zu einem Bringsystem viel Kritik in der Öffentlichkeit und viele Beschwerden mit sich bringt. Dabei wurde erkannt, dass Social Media-Kanäle diesbezüglich ein „heißes Pflaster“ sein können, weil dort die negativen Aussagen zur Biotonne schnell überwiegen. Deshalb wurde dieses Thema auch als Anlass genommen, zu diskutieren, wie ein effektives Beschwerdemanagement zur Biotonne aussehen könnte. Um den Aufwand in so einem Fall für das Beschwerdemanagement überschaubar zu halten, wurde ein Forum auf der Website mit Q&As empfohlen.

Für das Bringsystem werden schlagkräftige Argumente benötigt, da die Bürgerkritik zum Großteil gut nachvollziehbar und schwer auszuhebeln ist: beispielsweise werden konkrete und praktische Argumente angeführt, wie „die Benzinkosten für das Wegbringen des Bioabfalls steht nicht im Verhältnis zu den Kosten für eine normale Biotonne“. Auch der Umweltschaden durch die Anfahrt mit dem Auto zu den Sammelcontainern stünde nicht im Verhältnis zum Klimaschutz-Potenzial des gewonnenen Bioabfalls.

Aus der Praxis wurde berichtet, dass die begleitende Kommunikation zum Bringsystem sehr starken Personaleinsatz erfordert. In Ahrweiler gab es zum Beispiel eine Beratungs-Tour mit „Werbemobil“, Werbe-Videos für das Bringsystem, eine eigene Landingpage und eine Vielzahl von Bürgerberatungsgesprächen.

Bioabfallbeutel und der Handel

Als Einstieg in das Thema „Vertrieb kompostierbarer Biokunststoffabfallbeutel im Einzelhandel“ stellt der Abfallwirtschaftsbetrieb Wetteraukreis seine hierzu durchgeführten Maßnahmen vor. Ziel des Abfallwirtschaftsbetriebs ist es, die Zahl der kompostierbaren Bioabfallbeutel aus Kunststoffen in den lokalen Biotonnen zu reduzieren, weil diese in der dortigen Behandlungsanlage als Fremdstoff aussortiert und anderweitig entsorgt werden müssen. Aus diesem Grunde wurde der Einzelhandel gezielt angesprochen und über den Sachverhalt aufgeklärt. Im zweiten Schritt wurde dann der Bürger informiert.

In dem Erfahrungsbericht aus dem Wetteraukreis zeigte sich die REWE Zentrale Mitte in Rosbach aufgeschlossen, Regalstopper an den Produkten in Filialen anzubringen, um die Bürgerinnen und Bürger darüber aufzuklären, welche Schwierigkeiten die Beutel in der Biotonne für die lokale Anlage bereiten. Das Thema wurde zudem über einen speziellen Flyer sowie Pressearbeit kommuniziert. Die Bürgerinformation, dass Bioabfallbeutel nicht genutzt werden sollen, wurde auch im Abfallkalender aufgenommen. Auf Grundlage dieser Best Practice sollen im Wetteraukreis weitere Handelsketten angesprochen werden. Für andere Kommunen, die diese Beutel ebenfalls nicht für die Bioabfallsammlung verwenden können, können die Erfahrungen aus dem Wetteraukreis als Vorlage dienen, um Verbraucher direkt am Einkaufsort aufzuklären.

Checkliste Bundesgütegemeinschaft Kompost (BGK)

In dieser Session stellte die Bundesgütegemeinschaft Kompost (BGK) e.V. ihre neu erstellte Checkliste „Qualitätsmanagement sortenreine Bioguterfassung“ vor. Ziel war die gemeinsame Diskussion, inwieweit diese Checkliste als Hilfsmittel für Abfallberaterinnen und -berater zur Strukturierung der Öffentlichkeitsarbeit zur Biotonne sinnvoll sein kann. Im gemeinsamen Diskurs wurden Optimierungen für die Liste erarbeitet.

Als Anregung wurde u. a. genannt, dass der Begriff „Checkliste“ irreführend ist und falsche Erwartungen wecken könnte. Besser würde sich z. B. der Begriff „Bestandsaufnahme“ eignen. Ebenfalls müssten bestimmte Begriffe deutlicher definiert werden.

Um die Checkliste für eine heterogene Zielgruppe nützlich zu machen, ist die BGK auf weiteres Feedback aus der Abfallberatung angewiesen. Die Checkliste ist verfügbar unter:

https://www.kompost.de/fileadmin/user_upload/Dateien/HUK-Dateien/2020/Q1_2020/Checkliste_QM-Biogut_formular.pdf.

Kontrollen und Kommunikation

In dieser Session wurde ein konkretes Konzept und erste Erfahrungen mit der automatisierten Tourenverfolgung bei Biotonnenkontrollen vorgestellt. Die Kontrollen funktionieren in ländlichen Gebieten (hier Landkreis Ahrweiler) gut, insbesondere durch das sichtbare Signal der gelben und roten Karten. Die soziale Kontrolle durch die Nachbarschaft bestärkt das System und motiviert die Bürger sorgfältig zu trennen (niemand möchte sich vor den Nachbarn „die Blöße geben“, eine rote Karte erhalten zu haben).

Die Kontrollen bedeuten zwar höhere Kosten, stellten sich in Ahrweiler aber als effektive Maßnahme heraus: Erste quantitative Erfolge konnten in der Bioabfallverwertungsanlage bereits verzeichnet werden. Die qualitative Auswertung steht im Landkreis Ahrweiler noch aus.

Vor allem bei häufig wechselndem Personal fallen viele Ressourcen für die Schulung der Kontrolleure und die Sicherstellung des Arbeitsschutzes an. Die Sicherheitsmaßnahmen für das Personal hatten in dem Fall Ahrweiler noch einen Optimierungsbedarf.

Biotonne in Großwohnanlagen

Die Gespräche und unterschiedlichen Erfahrungen zeigten, dass jede Großwohnanlage andere Herausforderungen in sich birgt und entsprechend andere Kommunikationsmöglichkeiten fordert. Somit muss für jede Anlage individuell entschieden werden, welche Maßnahmen sinnvoll sind und zur Bewohnerschaft passen. Ein allgemeingültiges Erfolgskonzept gibt es nicht.

Aus bestehenden Projekten wurde gemeldet, dass die Vermittlung der stofflichen Weiterverarbeitung von Bioabfällen und der Nutzen für den Klima- und Ressourcenschutz viel effektiver und dauerhafter wirken, als die reine Aufklärung über die zulässigen Inputstoffe für die Biotonne.

Die persönliche Abfallberatung in Einzelgesprächen ist Hausflurplakaten, Flyern und Websites vorzuziehen, da sie viel gezielter und nachhaltiger ist. Hier muss allerdings auch angemerkt werden, dass das individuelle Gespräch eine überdurchschnittlich teure Maßnahme ist, wenn die Pro-Kopf-Ausgaben zugrunde gelegt werden und sich an der erreichten Reichweite einer Kommunikationsmaßnahme orientiert.

Vernetzung der Abfallberatung

Besprochen wurde in dieser Session vor allem, über welche konkrete Plattformen oder Institutionen sich Abfallberater bundesweit regelmäßig aber auch nach Bedarf entsprechend in ihrer Alltagspraxis auftretenden Fragen austauschen können.

Als wichtigste Form des Austauschs stand in den Augen der meisten Teilnehmer der regelmäßige persönliche Austausch im Rahmen von Tagungen, Barcamps oder Workshops. Hier können Erfahrungen am effizientesten und dauerhaft ausgetauscht sowie gute Kontakte geknüpft werden.

Ein Teilnehmer stellte das bereits bestehende Onlineportal www.abfallberatung.de als ein Informations-Hub für die Abfallberater vor. Zudem wurde das soziale Netzwerk für Abfallberater „Orange im Netz“ mit ca. 200 Mitgliedern vorgestellt. Beide Ansätze wurden als sehr positiv bewertet, jedoch gab es auch Anmerkungen, um die Nutzung alltagstauglicher zu gestalten: Zum Beispiel durch die Zuordnung von Schlagwörtern oder der Integration einer

individuellen E-Mail-Benachrichtigung zu selbst zugewiesenen Schlagwörtern. Letzteres könnte die große Barriere zur Nutzung von online-Foren überwinden: denn es wurde immer wieder geäußert, dass aufgrund der hohen Arbeitsbelastung der AbfallberaterInnen und ÖffentlichkeitsarbeiterInnen im Alltag keine Zeit zur Verfügung steht, um aktiv in die Foren zu gehen und nach interessanten Themen zu suchen. Würde jedoch durch eine E-Mail über einen neuen Beitrag informiert oder eine Information zum selbst bestimmten Schlagwort zugesandt, könnte gezielt mit dieser Information eine Lösung oder Inspiration zu dem Problem erhalten werden, dass aktuell im Arbeitsalltag gelöst werden muss.

In Bezug auf die Unterstützung der eigenen Arbeit zu den verschiedenen Abfallthemen vor Ort durch überregionale und bundesweite Initiativen wurde verstärkt der Wunsch geäußert, über die verschiedenen Maßnahmen bereits im Vorjahr informiert zu werden. Nur so könnten diese rechtzeitig im eigenen Programm berücksichtigt und mit den eigenen Maßnahmen abgestimmt werden. So wurde konkret ein bundesweit zentraler Kampagnenkalender im Internet angeregt, der eine Übersicht zu den überregionalen Initiativen geben sollte. Daran könnten sich dann die lokalen Fachleute orientieren und ihre Öffentlichkeitsarbeit in Abstimmung mit den externen Angeboten planen.

Zukunftsvisionen zur Aktion Biotonne Deutschland

Ziel dieser Session war es, Anregungen, Wünsche und Kritik seitens der Abfallberatung an dem Netzwerk und der Kampagne Aktion Biotonne Deutschland gemeinsam herauszuarbeiten. Kurzfristig ging es um die Aktionswochen 2020; langfristig sollte gemeinsam besprochen werden, wie sich die bundesweite Initiative strategisch ausrichten muss, damit die kommunale Abfallberatung und die Biotonne allgemein einen größtmöglichen Nutzen erfährt.

Entsprechend wurde zunächst die Aktion 2020 „Deutschlands Biotonnen Versprechen“ vorgestellt und erläutert, wie diese Mechanik die eigene Öffentlichkeitsarbeit zur Biotonne vor Ort ergänzen kann. Mehr Informationen hierzu können unter www.ab-kommunen.de aufgerufen werden.

Die TeilnehmerInnen äußerten auch in dieser Session den Wunsch nach mehr Überblick und Koordination (ggf. auch Verzahnung) der verschiedenen Biotonnen-Kampagnen und Aktionen (siehe oben). Als weiterer Bedarf wurde unterstützendes Material für Social Media (Textvorlagen und Bilder) angemeldet. Die Materialien sollten außerdem so angelegt sein, dass sie über die Aktionswochen der Aktion Biotonne Deutschland hinweg für einen möglichst langen Zeitraum genutzt werden können. Dies hätte den Vorteil, wenn die lokalen Aktionen nicht im Rahmen der Aktionswochen umgesetzt werden könnten, diese ggf. zu einem späteren Zeitraum durchzuführen.

Der Nutzen von Kompost als Kernbotschaft

Da in der Praxis der Abfallberatung thematisch und inhaltlich immer wieder die Biotonne und die erlaubten Abfälle im Mittelpunkt stehen, interessierte es die TeilnehmerInnen, welche Überzeugungskraft der aus den Bioabfällen hergestellte „Kompost“ entwickeln kann. Hierzu wurden folgende Überlegungen geäußert:

Im Gegensatz zu den Begriffen „Bioabfall“ und „Biotonne“ ist der Begriff „Kompost“ positiv besetzt und bietet sich für eine strategisch kluge Kommunikation zur Biotonne an.

Der Nutzen bzw. die Weiterverarbeitung von Bioabfällen ist für den Bürger im Vergleich zu anderen Abfällen schwieriger zu verstehen und daher besonders erklärungsbedürftig, weil das „Recyclingprodukt“ nicht identisch mit dem Abfallprodukt ist, sondern eine „große Verwandlung“ stattfindet: Denn aus Glas wird wieder Glas, aus Papier wird wieder Papier, aus Metallen ein Recyclingprodukt aus Metall, aber aus so vielfältigen und unterschiedlichen

Bioabfällen wie Bananenschalen, Kaffeesatz, Spaghetti-Resten oder Eierschalen wird Komposterde – ein Material, das mit dem Ausgangsstoff gar nichts gemein hat. Noch weiter entfernt vom Ausgangsmaterial ist das in der Vergärungsanlage gewonnene neue Produkt „erneuerbare Energie“ (Biogas) für die Strom- und Wärmeerzeugung. Der Transfer für VerbraucherInnen ist bei Bioabfall und seinen daraus entstehenden Produkten besonders anspruchsvoll. Deshalb herrscht auch häufig der Irrglaube vor, dass Bioabfall reiner „Müll“ ist und einfach nur verbrannt wird. Der Sinn, Bioabfälle von Restabfällen zu trennen, ist somit oftmals nicht direkt einleuchtend.

Um dies zu ändern, sollte sich die Kommunikation zur Biotonne verstärkt auf die stoffliche Verwertung von Bioabfällen konzentrieren und nicht nur auf die reine Aufklärung über die zulässigen Inputstoffe für die Biotonne. Es wurde die These aufgestellt: Sobald den BürgerInnen deutlich wird, was aus Bioabfällen für welchen Einsatzzweck hergestellt wird, würde sich Qualität und Menge des Bioabfalls verbessern.

Digitale Medien & Abfallberatung

Das Interesse an Social Media und der Wille, die sozialen Netzwerke für die Kommunikation zu nutzen, war bei den meisten TeilnehmerInnen vorhanden. Es zeigte sich jedoch, dass trotz des großen Interesses die Umsetzung als problematisch eingestuft wurde. Als Hauptgründe wurden genannt, dass wichtige Ressourcen wie Personal, Zeit und Budget häufig nicht vorhanden sind sowie das spezielle Know-how und Handwerkszeug zum Umgang mit Social Media in vielen Fällen fehlen.

Diskutiert wurde zudem, inwiefern die Abfallberatung auf die Social Media Manager zurückgreifen können, die beispielsweise die Kanäle der Stadtverwaltung betreiben. In vielen Fällen läuft die Social Media-Kommunikation tatsächlich über die Pressestelle der Stadt, deren Themen-Priorisierung jedoch meistens nicht auf dem Schwerpunkt Abfallberatung liegt. Durch interne Regelungen sind eigene Kanäle für die Abfallberatung vielerorts gar nicht gestattet, z. B. aufgrund von Vorbehalten gegenüber Bürgerbeschwerden und dem damit verbundenen hohen Aufwand des Community-Managements.

Blogger Relations wurden als interessanter Zusatz bewertet. Hier fehlt jedoch oftmals der konkrete lokale Bezug; jede Kommune hat beispielsweise eigene Regeln, welche Abfälle in die Biotonne dürfen und welche nicht. Da die Blogger meist auf nationaler oder zumindest überregionaler Ebene kommunizieren, sind sie nicht immer für die lokale Abfallberatung geeignet. Blogger Relations anzubahnen und zu pflegen stellt die Abfallberatung zudem vor ein Ressourcenproblem.

Als tatsächlicher Mehrwert gilt als Ergänzung zur persönlichen Abfallberatung eine – optimalerweise lokal individualisierbare – App, die den Bürger im Alltag über die richtige Abfallentsorgung aufklärt. Die App könnte an Abfuhrtermine erinnern, Abfallarten und deren Entsorgungswege darstellen oder über Fotoerkennung den richtigen Entsorgungsweg für fotografierte Abfälle anzeigen. Hier stellt sich jedoch die Frage der Umsetzung und Finanzierung und wie sich dies auf die lokale Ebene herunterbrechen lässt.

7.4 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

7.4.1 Fazit: Aufwertung der Abfallberatung und mehr Vernetzung notwendig

Mit fünfzig TeilnehmerInnen und einem intensiven Austausch war die Veranstaltung ein Erfolg und erfüllte die Zielsetzung des Erfahrungsaustauschs und Wissenstransfers sowie gemeinsam mit den TeilnehmerInnen herauszuarbeiten, wie die Abfallberatung in Deutschland weiterentwickelt werden kann. Das Barcamp-Format erwies sich als eine effektive Methode, um

Meinungen und Anregungen möglichst vieler TeilnehmerInnen in Prozesse integrieren zu können. Das Barcamp ist somit einer gesetzten Vortragsreihe durch verschiedene Referenten mit anschließender kurzer Diskussion vorzuziehen. Insofern trägt dieses Teilprojekt zu einer Verbesserung der Abfallberatung bei, was wiederum zu einer besseren Beteiligung der BürgerInnen an der getrennten Bioabfallsammlung führen soll. Mittel- und langfristig können dadurch sortenreinere und mehr Bioabfälle aus der Biotonne für eine hochwertige Behandlung bereitgestellt werden.

Dass die Abfallberatung deutlich aufgewertet werden muss, war eines der zentralen Ergebnisse des Biotonnen-Barcamps. Hierzu werden einerseits die gesetzlichen Rahmenbedingungen mit der aktuellen Änderung des Kreislaufwirtschaftsgesetzes geschaffen, wonach die kommunale Abfallberatung u. a. mit Blick auf die getrennte Sammlung von Abfällen ausgebaut werden wird. Andererseits wurde durch die Veranstaltung deutlich, dass Abfallberatung schlagkräftiger und erfolgreicher wird, wenn sich die Kommunikationsfachleute in den öffentlich-rechtlichen Entsorgungsbetrieben (öRE) horizontal mit anderen öRE und vertikal mit landes- und bundesweiten Initiativen vernetzen. Speziell zur Biotonnenkommunikation bietet sich das bundesweite Netzwerk „Aktion Biotonne Deutschland“ an, das 2020 die Kampagne „Deutschlands Biotonnen-Versprechen“ durchführen wird.

Insgesamt bestätigte das positive Resümee der Teilnehmerinnen und Teilnehmer den Bedarf an mehr gemeinschaftlicher Zusammenarbeit: Vernetzung unter Kolleginnen und Kollegen aus der Abfallwirtschaftsbranche ist wichtig und ermöglicht nicht nur den Erfahrungsaustausch, sondern fördert auch das gemeinschaftliche Erarbeiten von Lösungen zu den Herausforderungen der Abfallberatung. So muss nicht jeder „das Rad immer wieder neu erfinden“, sondern kann von den Ideen und Impulsen fachkundiger Kolleginnen und Kollegen profitieren.

7.4.2 Handlungsempfehlungen

Aus den Ergebnissen des Biotonnen-Barcamps lassen sich drei konkrete Handlungsempfehlungen ableiten:

1. Schaffung einer regelmäßigen Kommunikationsplattform zum Informationsaustausch

Um die Effizienz in der lokalen Abfallberatung zu steigern, sollte es fest eingerichtete Institutionen geben, die einen regelmäßigen und kontinuierlichen Informationsaustausch zwischen den lokalen AbfallberaterInnen untereinander sowie mit relevanten Akteuren der Abfallwirtschaftskommunikation auf überregionaler, Landes- und Bundesebene ermöglichen. Eine konkrete Empfehlung ist dabei die jährliche Fortführung des Biotonnen-Barcamp im Rahmen des Netzwerkes Aktion Biotonne Deutschland.

2. Aufbau und Pflege einer Jahresübersicht zu den überregionalen Aktivitäten in der Abfallwirtschaftskommunikation

Es sollte eine Jahresübersicht zu den verschiedenen überregionalen Initiativen im Bereich der Abfallwirtschaftskommunikation erstellt und veröffentlicht werden. Für die kommunale Abfallberatung ist es hilfreich, wenn überregionale und bundesweite Aktivitäten zu Abfallwirtschaftsthemen von den lokalen Akteuren für ihre Öffentlichkeitsarbeit vor Ort genutzt werden können. Aus einer praktischen und handwerklichen Sicht ist es jedoch notwendig, dass die Abfallberatung bereits im Vorjahr über Aktivitäten und Termine informiert wird, damit diese potenziellen Anlässe in das eigene Jahresprogramm der Öffentlichkeitsarbeit eingeplant werden können. Zudem wäre sinnvoll, wenn sich bundesweit agierende Akteure einmal jährlich ihre Maßnahmen inhaltlich und zeitlich abstimmen. Dies sollte nicht nur für die Aktivitäten der Aktion Biotonne Deutschland erfolgen, sondern auch für #wirfuerbio, die europäische Woche

der Abfallvermeidung und die Kommunikationsaktivitäten zum gelben Sack unter dem Motto „mülltrennung-wirkt.de“ der dualen Systeme.

Der Überblick der bundesweiten Kommunikationsaktivitäten in der Abfallwirtschaft könnte auf der Kommunen-Website www.ab-kommunen.de der Aktion Biotonne Deutschland oder einer eigenständigen Website präsentiert sowie jährlich aktualisiert werden.

3. Bessere finanzielle Ausstattung der Abfallberatung

Die Diskussionen des Barcamps führten auch zu der Erkenntnis, dass je höher mit der Kreislaufwirtschaft im Rahmen der Klima- und Ressourcendebatten die Recyclingquoten gesetzt werden, desto mehr avanciert die Abfallberatung zur „Königsdisziplin“ zur Information der BürgerInnen. Nur wenn im privaten Haushalt die verschiedenen Abfallstoffe sortenrein, sauber und in maximaler Menge in die verschiedenen Sammelbehältnisse sortiert werden, können auch die technologischen Sprünge im Produktdesign sowie beim Recycling und in der Logistik des Abfallwirtschaftsbetriebes wirken.

Parallel zu dieser Entwicklung sollten die Gesamtaufwendungen für Kommunikation in der Abfallwirtschaft vor allem im Verhältnis zu den Investitionen in anderen Funktionsbereichen der Abfallwirtschaftsbetriebe überprüft werden. Damit Abfallwirtschaftskommunikation auch tatsächlich eine relevante Disziplin wird, sollten ihr die Abfallwirtschafts- und Entsorgungsbetriebe größere Budgets einräumen. In manchen Abfallwirtschaftsbetrieben wäre zudem ein Wandel der Einstellungen zur Abfallberatung auf Entscheider-Ebene wünschenswert. Häufig haben die dortigen Entscheider mit einer technischen Ausbildung den Fokus auf technische Lösungen. Daneben zeichnet sich ab, dass beim stattfindenden Generationswechsel in den Führungsetagen der Abfallwirtschaftsbetriebe immer häufiger betriebswirtschaftlich ausgebildete Spezialisten die Nachfolge antreten. Von beiden Gruppen wird die Leistung der Abfallkommunikation oftmals vernachlässigt, weil deren Ergebnisse einer direkten Messung gegenüber Stoff- oder Geldströmen weniger gut zugänglich sind. Kommunikation gilt gemeinhin als „soft factor“, stellt jedoch einen zentralen strategischen Erfolgsfaktor dar.

8 Quellenverzeichnis

- Baumann, A., Nieto M. (2019): Bühler Insect Technology Solutions.
- bifa – Peche R., Pitschke T., Kroban M., Kreibe S. (2014): Aktualisierung Ökoeffizienzanalyse – Entsorgungsangebot für Siedlungsabfälle. bifa Umweltinstitut GmbH (bifa) im Auftrag des Zweckverband Regionale Abfallwirtschaft (RegAb), Trier. Augsburg, September 2014.
- bifa – Tronecker Dr. D., Meyer S., Hertel M., Pitschke T., Hoppenheidt Dr. K., Kreibe Dr. S. (2015): Eigenverwertung von Bioabfällen – Eigenkompostierung, Eigendeponierung, illegale Eigenentsorgung. bifa Umweltinstitut GmbH (bifa) im Auftrag der Gütegemeinschaft Kompost Region Bayern e.V. 1. Auflage, 2015.
- BMUB Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (2014): Antwort der Bundesregierung zur getrennten Bioabfallsammlung und Verwertung von Bioabfällen. Drucksache 18/2214 – DIP – Deutscher Bundestag.
- BMUB Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (2015): Antwort der Bundesregierung auf die kleine Anfrage zum Stand der Umsetzung der getrennten Bioabfallsammlung. Drucksache 18/4562 – DIP – Deutscher Bundestag.
- Bolin, L. (2009): Environmental impact assessment of energy recovery from food waste in Singapore – Comparing biogas production to incineration. Examensarbeit, Uppsala.
- Bulach, W. (2015): Stoffstrommanagement biogener Haushaltsabfälle – Ein Vergleich der Verwertungswege mittels Ökobilanz und Ökoeffizienzbewertung, IWAR Schriftenreihe 235, Dissertation, FB 13, TU Darmstadt.
- Bio S. Biogas GmbH (2018): Fachgespräch im Rahmen einer Anlagenbesichtigung in Großsteinberg am 16.10.2018.
- Bühler Insect Technology Solutions AG (2018): Broschüre – Insects to feed the world. Online abrufbar unter: https://www.buhlergroup.com/global/de/downloads/BITS_Brochure_2018_EN.pdf, letzter Zugriff: 19.11.2018.
- Caruso D., Devic E., Subamia I.W., Talamond P., Baras E. (2014): Technical Handbook of Domestication and Production of Diptera Black Soldier Fly (BSF) *Hermetia Illucens*, Stratiomyidae. ISBN 978-979-493-610-8, Percetakan IPB.
- CarbonTerra (2018): Energiebilanz Pyrolyse, online abrufbar unter <https://www.carbon-terra.eu/de/schottdorfmeiler/energiebilanz>, letzter Zugriff: 27.09.2018.
- DBFZ – Majer S., Gröngröft A., Drache C., Braune M., Meisel K., Müller-Langer F., Naumann K., Oehmichen K. (2015): Handreichung - Technische und methodische Grundlagen der THG-Bilanzierung von Biodiesel. Deutsches Biomasseforschungsinstitut im Auftrag der Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. und gefördert durch das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft.
- DBFZ – Dietrich S., Oehmichen K., Zech K., Müller-Langer F., Majer S., Kalcher J., Naumann K., Wirkner R., Pujan R., Braune M., Gröngröft A., Albrecht U., Raksha T., Weindorf W., Reichmuth M., Gansler J., Schiffler A. (2017): Machbarkeitsanalyse für eine PTG-HEFA-Hybridraffinerie in Deutschland. Deutsches Biomasseforschungszentrum (DBFZ) Projektnummer 3410024, Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr und digitale Infrastruktur (BMVI).
- DBFZ – Braune M., Grasmann E., Gröngröft A., Klemm M., Oehmichen K., Zech K. (2018): Die Biokraftstoffproduktion in Deutschland – Stand der Technik und Optimierungsansätze. Deutsche Biomasseforschungszentrum (DBFZ) – Report Nr. 22. 1. Auflage, Leipzig.
- Dengel Dr. A., Dr. Groß B., Außendorf Y. (2016): Thermische Nutzung von getrocknetem Gärrest. 14. Symposium Energieinnovation. Graz, Österreich.

Destatis (2019a): Abfallentsorgung – Fachserie 19 Reihe 1. Online abrufbar unter:

https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Abfallwirtschaft/Publikationen/Downloads-Abfallwirtschaft/abfallentsorgung-2190100177004.pdf?__blob=publicationFile, letzter Zugriff: 25.02.2020.

Destatis (2019b): Bevölkerungsstand. Online abrufbar unter:

<https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Bevoelkerung/Bevoelkerungsstand/Tabellen/liste-zensus-geschlecht-staatsangehoerigkeit.html>, letzter Zugriff 10.04.2019.

DLR – Zech K., Naumann K., Müller-Lange F., Schmidt P., Weindorf W., Mátra Z., Grimme W., Hepting M., Heidt C. (2014): Drop-In-Kraftstoffe für die Luftfahrt. Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt e. V. (DLR) Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr und digitale Infrastruktur (BMVI).

DLR – Zech K., Naumann K., Müller-Lange F., Ponitka J., Majer S. (2016): Biokerosin und EE-Kerosin für die Luftfahrt der Zukunft – von der Theorie zu Pilotvorhaben. Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt e. V. (DLR) Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr und digitale Infrastruktur (BMVI).

Dortmans B.M.A., Diener S., Verstappen B.M., Zurbrügg C. (2017): Black Soldier Fly Biowaste Processing – A Step-by-Step Guide. Eawag: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, Dübendorf, Switzerland.

Dusselier M., Wouwe P.V., Dewaele A., Makshina E., Sels B.F. (2013): Lactic acid as a platform chemical in the biobased economy: the role of chemocatalysis. *Energy & Environmental Science* 6, Seiten 1415 – 1442.

Elliott D., Biller P., Ross A., Schmidt A., Jones S. (2015): Hydrothermal liquefaction of biomass: Developments from batch to continuous process. *Zeitschrift Biorenewable Technology* 178, Seite 147 – 156.

German L., Bauen A. (2018): D6.3 Revised Energy Balance and GHG Assessment. EU-project ButaNexT Consortium. ButaNexT No 640462. Funded by EC.

Gollakota A.R.K., Kishore N., Gu S. (2018): A review on hydrothermal liquefaction of biomass. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 81, Seite 1378 – 1392.

Gonzalez R. (2014): Demonstration plant project to produce polylactic acid (PLA) biopolymer from waste products of bakery industry. Presentation of the latest results of the BREAD4PLA Project in the V International Seminar Biopolymers and Sustainable Composites.

Haubold-Rosar M., Heinkele T., Rademacher A., Kern J., Dicke C., Funke A., Germer S., Karagöz Y., Lanza G., Libra J., Meyer-Aurich A., Mumme J., Theobald A., Rinhol J., Neubauer Y., Medick J., Teichmann I. (2016): Chancen und Risiken des Einsatzes von Biokohle und anderer „veränderter“ Biomasse als Bodenhilfsstoffe oder für die C-Sequestrierung in Böden. Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e. V., Leibniz-Institut für Agrartechnik, Förderverband Humus e. V., Technische Universität Berlin, Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung e. V. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. FKZ 3712 71 222, Januar 2016.

Höfs F., Schüch A., Nelles, M. (2012): Bioabfallbewirtschaftung in Mecklenburg-Vorpommern. Ministerium für Wirtschaft, Bau und Tourismus Mecklenburg-Vorpommern. Schwerin, 2012.

ICU – Wiegel U., März R. (2008): Szenarien zur Optimierung der Bioabfallsammlung in Berlin.

Aktualisierung/Ergänzung der Studie 2004. Ingenieurconsult Umwelt und Bau in Zusammenarbeit mit IGW Witzenhausen und IFEU Heidelberg, 2008.

ICU – Wiegel U., März R. (2011): Hochwertige und klimaschonende Verwertung von Mähgut und Laub im Land Berlin – Endbericht. 1. Auflage, ICU (Ingenieurconsulting Umwelt und Bau), Berlin, 2011.

ICU – Wiegel U., März R. (2018): Umsetzung der klimaverträglichen Biomasse-Verwertung (Laub und Mähgut) in Berlin. Im Auftrag der Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz Berlin. Ingenieurconsulting Umwelt und Bau in Zusammenarbeit mit u.e.c. Berlin. FKZ 1161-B5-O. Berlin, 2018.

- IfBB – Institute for Bioplastics and Biocomposites (2018): Biopolymers – facts and statistics. Hochschule Hannover, Fakultät II Maschinenbau und Bioverfahrenstechnik. 5. Auflage.
- Kaltschmitt M., Hartmann H., Hofbauer H. (2016): Energie aus Biomasse – Grundlagen, Techniken und Verfahren. 3. Auflage, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, Kapitel 15.
- Kanning K., Ketelsen K. (2015): First year biomethane plant of BSR in Berlin: From biowaste to biofuel. Waste-to-Resources 2015, S. 67-89.
- Katz H. (2013): Entwicklung eines Verfahrens zur industriellen Produktion von Präpuppen der Fliege *Hermetia illucens* zur Futterproteinproduktion.
- Kayser O., Aversch N. (2015): Technische Biochemie – Die Biochemie und industrielle Nutzung von Naturstoffen. Springer Fachmedien Wiesbaden 2015. ISBN 978-3-658-05547-9.
- Knappe F. et al. (2007): Stoffstrommanagement von Biomasseabfällen mit dem Ziel der Optimierung der Verwertung organischer Abfälle– UBA-Texte 04/07, Dessau-Roßlau 2007.
- Knappe F., Vogt R., Lazar S., Höke, S. (2012): Optimierung der Verwertung organischer Abfälle. Umweltbundesamt Texte 31/2012. Heidelberg / Aachen / Dessau 2012.
- Knappe F., Reinhardt J., Kern M. u. a. (2019): Ermittlung von Kriterien für eine hochwertige Verwertung von Bioabfällen und Ermittlung von Anforderungen an den Anlagenbestand. Umweltbundesamt Texte 49/2019. Online abrufbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2019-05-22_texte_49-2019_verwertung-bioabfaelle.pdf, zuletzt abgerufen am 02.10.2020; Heidelberg / Witzenhausen / Dessau 2019.
- Kopinke Prof. F., Baskyr I., Pörschmann J., Fühner C. (2012): HTC-Prozesswasser: Verwertung oder Entsorgung. Wissensstand und Lösungsansätze. Symposium des ANS, Berlin 19.09.2012. International Water Research Alliance Saxony (IWAS), Helmholtz Zentrum für Umweltforschung (UFZ).
- Krause P., Oetjen-Dehne R., Dehne I., Dehnen D., Erchinger H. (2014): Verpflichtende Umsetzung der Getrenntsammlung von Bioabfällen. Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes (Forschungskennzahl 3712 33 328). Online abrufbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_84_2014_verpflichtende_umsetzung_der_getrenntsammlung_von_bioabfaellen.pdf; zuletzt aufgerufen am 02.10.2020
- Ling J., Mazzagatti V., Corradino G., Severin A. (2018). As easy as A-B-E? Acetone-Butanol-Ethanol Fermentation: An optimised Process for sustainable fuels and bio-based products. EU-project ButaNexT Consortium. ButaNexT No 640462. Funded by EC.
- Makkar H., Tran G., Heuzé V., Ankers P. (2014): State-of-the-art on use of insects as animal feed. Animal Feed Science and Technology, Band 197, S. 1 - 33, online abrufbar unter: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0377840114000377?via%3Dihub>, letzter Zugriff 10.04.2019.
- Menzel R., Friedrich B., Hermann T., He L., Dr. Scholz K., Dr. Szewzyk R. (2015): Kompostfibel, Richtig kompostieren – Tipps und Hinweise. Herausgeber: Umweltbundesamt Fachgebiet III 2.4 Abfalltechnik, Abfalltechniktransfer. Dessau-Roßlau.
- Mertenat A., Diener S., Zurbrügg C. (2018): Black Soldier Fly biowaste treatment – Assessment of global warming potential. Waste Management, Band 84, Seiten 173 – 181.
- Montealegre C., Ani J., Castro O., Llaniera L. (2017) Process Plant Design and Feasibility of an Acetone-buanol-ethanol (ABE) Fermentation Biorefinery using Sugarcane Bagasse and *Clostridium acetobutylicum*. International Journal of Chemical Engineering and Applications, Vol. 8, No. 3.

Neste (Suisse) S.A. (2016): Neste Renewable Diesel Handbuch. Online abrufbar unter: https://www.neste.com/sites/default/files/image_gallery/renewable_products/neste_renewable_diesel_handbook_german.pdf; letzter Zugriff: 01.11.2018.

NREL - National Renewable Energy Laboratory (2016): Chemicals from Biomass: A Market Assessment of Bioproducts with Near-Term Potential. Technical Report NREL/TP-500-65509.

Öko-Institut/IFEU (2010): Klimaschutzpotenziale der Abfallwirtschaft. Am Beispiel von Siedlungsabfällen und Altholz. Öko-Institut Darmstadt und IFEU Heidelberg. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, UFO-Plan-Vorhaben FZK 3708 31 302, Januar 2010; online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/461/publikationen/3907.pdf>; zuletzt aufgerufen am 02.10.2020.

Oetjen-Dehne R., Krause P., Dehne I., Dehnen D., Erchinger H. (2015): Ansätze zum Ausbau der getrennten Erfassung von Biogut in Deutschland. Müllhandbuch digital, 5700.

Pedersen T., Hansen N., Pérez O., Cabezas D., Risebdagk L. (2018): Renewable hydrocarbon fuels from hydrothermal liquefaction: A techno-economic analysis. *Biofuels, Bioproducts & Biorefining* 12. Seite 213-223.

Pohl M., Quicker P. (2018): Evaluation neuer Entwicklungen bei alternativen thermischen Abfallbehandlungsanlagen mit dem Schwerpunkt Verölungsverfahren. ENVERUM – Ingenieurgesellschaft für Energie- und Umweltverfahrenstechnik und Ingenieurbüro Qonversion. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, Projektnummer 82615. September 2018.

Probst M., Walde J., Pümpel T., Wagner A.O., Schneider I., Insam H. (2015): Lactic acid fermentation within a cascading approach for biowaste treatment. *Applied Microbiology and Biotechnology*, Band 99, S. 3029 – 3040.

Proteinsect – Melzer-Venturi G. (2015): Proteinsect Agri Business Toolkit. Gefördert durch das KBBE Programm der Europäische Kommission, online abrufbar unter: http://www.proteinsect.eu/fileadmin/user_upload/deliverables/Toolkit-final-V1_1.pdf, letzter Zugriff 19.11.2018.

Pyreg (2009): Dezentrale CO₂-negative energetische Verwertung von land- und forstwirtschaftlichen Produktionsreststoffen. Forschungsverbund PYREG-Reaktor „Schliessung von Stoffkreisläufen“, Umweltbundesamt Dessau, 19-20.11.2009. Pyreg GmbH.

Pyreg (2018): PYREG GmbH: Das PYREG-Verfahren, online abrufbar unter <http://www.pyreg.de/wp-content/uploads/2018-05-BM-Verfahren-DE.pdf>, letzter Zugriff: 07.09.2018.

Pyreg (2020): PYREG GmbH: Broschüre Biomasse, online abrufbar unter https://www.pyreg.de/wp-content/uploads/2020_pyreg_brochure_biomasse_DE.pdf, letzter Zugriff: 21.10.2020.

Quicker P., Neuerburg F., Noel Y., Huras A., Eyssen R., Seifer H., Vehlow J., Thomé-Kozmiensky K. (2017): Sachstand zu den alternativen Verfahren für die thermische Entsorgung von Abfällen. Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen, Lehr- und Forschungsgebiet Technologie der Energierohstoffe (TEER). Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Projektnummer 29217, März 2017.

ReCiPe (2014) Spreadsheet containing the characterisation factors [and normalization factors] belonging to the report ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Version 1.11 - December 2014.

Schaaf (2008): Herstellung von Biodiesel mit neuartigen flüssigen Katalysatoren. Dissertation Ruhr-Universität Bochum.

Schneider I., Wörle A., Schweitzer P., Probst M., Insam H., Bockreis A. (2013): Cascading approach of biowaste treatment to obtain value-added organic by-products and biogas.

- Schmidt M. (2013). Reaktionstechnische Untersuchungen von Clostridium acetobutylicum Stämmen zur Butanolgärung in Rührkesselreaktoren. Dissertation an der Technischen Universität München.
- Schmitz, S. et al. (1999): Bewertung in Ökobilanzen – Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043 – Version '99, UBA Texte 92/99, Berlin 1999.
- Schneider I., Bockreis A. (2013a): Produktion von Milchsäure durch die kaskadische Nutzung von Bioabfall. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, Ausgabe 1-2/2013.
- Standfest T. (2013). Optimierung und alternative Substrate in der ABE-Fermentation mit Clostridium acetobutylicum. Dissertation an der Universität Ulm.
- Statista (2018): Statista GmbH: Umfrage zur Anzahl der Personen in Deutschland, die einen Garten besitzen, Erhebungszeitraum 2015 bis 2018. Online abrufbar unter: <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/171446/umfrage/besitz-eines-gartens/>, letzter Zugriff: 08.07.2019.
- Steger S., Ritthof M., Bulach W., Schüler D., Kosinska I., Degreif S., Dehoust G., Bergmann T., Krause P., Oetjen-Dehne R. (2019): Stoffstromorientierte Ermittlung des Beitrags der Sekundärrohstoffwirtschaft zur Schonung von Primärrohstoffen und Steigerung der Ressourcenproduktivität. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (Forschungskennzahl 3714 93 330 0). Online abrufbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2019-03-27_texte_34-2019_sekundaerrohstoffwirtschaft.pdf letzter Zugriff: 02.10.2020; Herausgeber: Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau.
- TerraBoGa – Terytze K., Wagner R., Schatten R., Rößler K., König N. (2015): Endbericht der Freien Universität Berlin zum Forschungsvorhaben „Schließung von Kreisläufen durch Energie- und Stoffstrommanagement bei Nutzung der Terra-Preta-Technologie im Botanischen Garten im Hinblick auf Ressourceneffizienz und Klimaschutz – Modellprojekt Urban Farming“ (TerraBoGa), Berlin.
- Thrän D., Pfeiffer D., Klemm M. (2016): Hydrothermale Prozesse – Veredlung wasserreicher, biogener Stoffströme. 1. Auflage, DBFZ GmbH.
- Toor S. (2010): Modeling and Optimization of CatLiq Liquid Biofuel Process. Dissertation am Fachgebiet Energy Technology der Universität Aalborg. ISBN: 978-87-89179-91-9.
- uec (2016): Bioabfallstudie Schleswig-Holstein 2016: Zukunft der Verwertung von Bioabfällen in Schleswig-Holstein. Studie im Auftrag des Verbandes der Humus- und Erdenwirtschaft Region Nord e. V. (VHE) und des Ministeriums für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume.
- Van Hecke W., Joossen-Meyvis E., Beckers H., De Wever H. (2018): Prospects & potential of biobutanol production integrated with organophilic pervaporation – A techno-economic assessment. Flemish Institute for Technological Research (VITO). Zeitschrift: Applied Energy 228, Seiten 437-449.
- Wagner J., Kügler T., Baumann J., Wagner Dr. S, Ibold H. (2017): Eigenverwertung und illegale Beseitigung von Bioabfällen – Umsetzung von § 11 Abs. 1 Kreislaufwirtschaftsgesetz unter besonderer Berücksichtigung der Eigenverwertung und illegaler Bioabfallentsorgung. INTECUS GmbH Abfallwirtschaft und umweltintegratives Management, BIWA Consult GbR Büro Ibold Wagner Apitz. Herausgeber: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG).
- Wagner R., Stoof M., Terytze K. (2019): Laubverwertung mittels Herstellung von Pflanzenkohle – Erste Ergebnisse des Forschungsvorhabens CarboTIP im Tierpark Berlin Friedrichsfelde. Müll und Abfall Ausgabe 06/2019, Berlin 2019.

Weber K., Quicker P. (2016): Biokohle – Herstellung, Eigenschaften und Verwendung von Biomassekarbonisaten. 1. Auflage, Springer-Verlag, Wiesbaden.

ZIM (2015): Erfolgsbeispiel – Ein „friedlicher Job“ für die Schwarze Waffenfliege. Zentrales Innovationsprogramm Mittelstand (ZIM) – Kooperationsprojekte 121, online abrufbar unter: https://www.zim.de/ZIM/Redaktion/DE/Publikationen/Erfolgsbeispiele/Kooperationsprojekte/121-ein-friedlicher-job-fuer-die-schwarze-waffenfliege.pdf?__blob=publicationFile&v=2, letzter Zugriff 05.11.2018.

A Anhang

Die in den Verfahrenssteckbriefen in Kapitel 4 dargestellten Daten wurden, sofern möglich, auf Basis von Literaturdaten und Betreiberdaten auf eine konkrete Anlage bezogen, um eine Modellierung des Systems zu ermöglichen. In den nachfolgenden Tabellen finden sich die wichtigsten zur Ökobilanzierung genutzten Daten. Allgemeine Informationen zur ökobilanziellen Betrachtung können Kapitel 5 entnommen werden.

A.1 Daten für die Ökobilanzierung der Hydrothermalen Carbonisierung (HTC)

Tabelle 15: Daten für die Ökobilanzierung des HTC-Verfahrens

Input	Menge und Einheit	Output	Menge und Einheit
Biomasse	1 Mg	HTC-Kohle (Heizwert 6,14 kWh/kg)	232 kg/Mg Input
Strom	62 kWh/Mg Input	Abwasser	441 kg/Mg Input
Erdgas	37 kWh/Mg Input		

In der Bilanzierung wird angenommen, dass die HTC-Kohle Holzhackschnitzel ersetzt. Für Holzhackschnitzel wurde ein Heizwert von 5,2 kWh/kg angenommen⁵, was einer Gutschrift von rund 274 kg/Mg Input entspricht.

A.2 Daten für die Ökobilanzierung des Pyrolyseverfahrens

Tabelle 16: Daten für die Ökobilanzierung des Pyrolyseverfahrens

Input	Menge und Einheit	Output	Menge und Einheit
Holziges Grüngut	1 Mg	Biokohle	125 kg/Mg Input
Strom	64 kWh/Mg Input	Wärme	804 kWh/Mg Input
		Kohlenstoffmonoxid	2 kg/Mg Input

Es wird angenommen, dass 20 % der Wärme produktiv eingesetzt werden können, sodass eine Gutschrift über rund 161 kWh vergeben werden kann. Für die Biokohle wird angenommen, dass 20 % als Stalleinstreu (Ersatz von Holzhackschnitzeln, sowie Einsatz als Bodenverbesserer), 30 % als Aktivkohle (Ersatz von Holzkohle) und 50 % (plus 20 % aus der Nachnutzung des Stalleinstreus) als Bodenverbesserer (Ersatz von Torf) eingesetzt werden. Das jeweils ersetzte Produkt ist in Klammern aufgeführt.

⁵ http://www.lwf.bayern.de/service/publikationen/lwf_merkblatt/022952/index.php

A.3 Daten für die Ökobilanzierung des Hydrothermalen Verflüssigung (HTV)-Verfahrens

Tabelle 17: Daten für die Ökobilanzierung des HTV-Verfahrens

Input	Menge und Einheit	Output	Menge und Einheit
Biomasse	1 Mg	HTV-Öl (Heizwert 9,72 kWh/kg)	300 kg/Mg Input
Strom	404 kWh/Mg Input	Wasserstoff	3 kg/Mg Input
Kaliumcarbonat	50 kg/Mg Input	Methan	3 kg/Mg Input
Wasser	318 kg/Mg Input	Abwasser	938 kg/Mg Input

In der Bilanzierung wird angenommen, dass HTV-Öl schweres Heizöl ersetzt.

A.4 Daten für die Ökobilanzierung des Umesterungsverfahrens

Tabelle 18: Daten für die Ökobilanzierung des Umesterungsverfahrens

Input	Menge und Einheit	Output	Menge und Einheit
Altspeiseöl	1 Mg	Biodiesel	926 kg/Mg Input
Strom	67 kWh/Mg Input	Glycerin	185 kg/Mg Input
Wärme	756 kWh/Mg Input	Kaliumsulfat	37 kg/Mg Input
Salzsäure	19 kg/Mg Input	Abwasser	1852 kg/Mg Input
Methanol	185 kg/Mg Input		
Phosphorsäure	5 kg/Mg Input		
Schwefelsäure	19 kg/Mg Input		
Wasser	1852 kg/Mg Input		
Alkalischer Katalysator	19 kg/Mg Input		

In der Bilanzierung wird angenommen, dass Biodiesel konventionellen Diesel ersetzt.

A.5 Daten für die Ökobilanzierung des HEFA-Verfahrens

Tabelle 19: Daten für die Ökobilanzierung des HEFA-Verfahrens

Input	Menge und Einheit	Output	Menge und Einheit
Altspeiseöl	1 Mg	Diesel	86 kg/Mg Input
Strom	2.240 kWh/Mg Input	Kerosin	470 kg/Mg Input
Phosphorsäure	1 kg/Mg Input	Naphtha	258 kg/Mg Input
Kalilauge	10 kg/Mg Input	Flüssiger Sauerstoff	308 kg/Mg Input
Natronlauge	2 kg/Mg Input	Propan	74 kg/Mg Input
Wasser	475 kg/Mg Input	Abwasser	275 kg/Mg Input
		Schleimstoffe	11 kg/Mg Input

In der Bilanzierung wird angenommen, dass alle Outputs, außer Abwasser und Schleimstoffe, die jeweils konventionell hergestellten Produkte ersetzen.

A.6 Daten für die Ökobilanzierung des Milchsäurefermentationsverfahrens

Tabelle 20: Daten für die Ökobilanzierung des Milchsäurefermentationsverfahrens

Input	Menge und Einheit	Output	Menge und Einheit
Biomasse	1 Mg	Polymilchsäure	141 kg/Mg Input
Strom	1600 kWh/Mg Input	Biogas	56 kg/Mg Input
Kalkmilch	508 kg/Mg Input	Abwasser	721 kg/Mg Input
Schwefelsäure	366 kg/Mg Input	Gärrest	660 kg/Mg Input
		Gipsabfälle	282 kg/Mg Input
		Ammoniak	55 g/Mg Input
		Lachgas	48 g/Mg Input
		Methan	1,436 kg/Mg Input
		NMVOG	230 g/Mg Input

In der Bilanzierung wird angenommen, dass Polymilchsäure konventionell hergestellte Polymilchsäure ersetzt. Das Biogas und der Gärrest werden analog zur Vergärung behandelt und ersetzen Strom, Wärme sowie Düngemittel und Bodenverbesserer.

A.7 Daten für die Ökobilanzierung des ABE-Verfahrens

Tabelle 21: Daten für die Ökobilanzierung des ABE-Verfahrens

Input	Menge und Einheit	Output	Menge und Einheit
Biomasse	1 Mg	Butanol	86 kg/Mg Input
Strom	526 kWh/Mg Input	Ethanol	4 kg/Mg Input
Wärme	1028 kWh/Mg Input	Aceton	33 kg/Mg Input
Wasser	700 kg/Mg Input	Abwasser	375 kg/Mg Input
Schwefelsäure	35 kg/Mg Input	Biomasseschlamm	36 kg/Mg Input
Natriumhydroxid	50 kg/Mg Input	Inertes	5 kg/Mg Input
Enzyme	61 kg/Mg Input	Filterkuchen	1110 kg/Mg Input
Nährstoffe	26 kg/Mg Input	Asche	15 kg/Mg Input

In der Bilanzierung wird angenommen, dass Butanol, Ethanol und Aceton ihre konventionell hergestellten Pendanten ersetzen.

A.8 Daten für die Ökobilanzierung des Soldatenfliegenverfahrens

Tabelle 22: Daten für die Ökobilanzierung des Soldatenfliegenverfahrens

Input	Menge und Einheit	Output	Menge und Einheit
Organische Reststoffe	1 Mg	Larvenmehl	120 kg/Mg Input
Strom	161 kWh/Mg Input	Larvendünger (Kompost)	667 kg/Mg Input
Wärme	3404 kWh/Mg Input	Abwasser	1074 kg/Mg Input
Substrat	6 kg/Mg Input	Reststoff	6 kg/Mg Input
Wasser	889 kg/Mg Input		
Wofasteril	5 kg/Mg Input		

In der Bilanzierung wird angenommen, dass Larvenmehl Proteinfutter ersetzt. Der Larvendünger ersetzt Düngemittel und Bodenverbesserer analog zu Kompost.

A.9 Daten für die Ökobilanzierung der Kompostierung

Tabelle 23: Daten für die Ökobilanzierung der Kompostierung

Input	Menge und Einheit	Output	Menge und Einheit
Bioabfall	1 Mg	Kompost	468 kg/Mg Input
Strom	32 kWh/Mg Input	Ammoniak	370 g/Mg Input
Diesel	20 kWh/Mg Input	Lachgas	53 g/Mg Input
		Methan	790 g/Mg Input
		NMVOG	370 g/Mg Input
		Reststoffe	61 kg/Mg Input

In der Bilanzierung wird angenommen, dass Kompost Düngemittel (Ammoniak-, Phosphat-, Kalium-, Magnesium-, Schwefel-, Kalkdünger) und Bodenverbesserer (Torf, Gründüngung) ersetzt.

A.10 Daten für die Ökobilanzierung der Vergärung

Tabelle 24: Daten für die Ökobilanzierung der Vergärung

Input	Menge und Einheit	Output	Menge und Einheit
Bioabfall	1 Mg	Fester Gärrest	331 kg/Mg Input
Strom	34 kWh/Mg Input	Flüssiger Gärrest	218 kg/Mg Input
Diesel	16 kWh/Mg Input	Biogas	88 Nm ³ Input
		Ammoniak	76 g/Mg Input
		Lachgas	67 g/Mg Input
		Methan	2 kg/Mg Input
		NMVOG	320 g/Mg Input
		Reststoffe	101 kg/Mg Input

In der Bilanzierung wird angenommen, dass feste und flüssige Gärreste Düngemittel (Ammoniak-, Phosphat-, Kalium-, Magnesium-, Schwefel-, Kalkdünger) und Bodenverbesserer (Torf, Gründüngung) ersetzen. Das Biogas wird verwertet und ersetzt Strom und Wärme.

A.11 Liste der teilnehmenden Institutionen am Barcamp

1. Abfallbeseitigungs-GmbH Lippe
2. Abfallwirtschaft Lahn-Fulda
3. Abfallwirtschaft Landkreis Lörrach
4. Abfallwirtschaftsbetrieb Kiel
5. Abfallwirtschaftsbetrieb Landkreis Ahrweiler
6. Abfallwirtschaftsbetrieb LK Karlsruhe

7. Abfallwirtschaftsbetrieb Wetteraukreis
8. Abfallwirtschaftszweckverband WAK-EA
9. ABG Lippe
10. AVL Ludwigsburg
11. AWB Landkreis Uelzen
12. AWM Münster
13. BGK e.V.
14. Biologic GmbH
15. Die Stadtreiniger Kassel
16. Entsorgungsbetriebe der Stadt Ulm
17. GfA Lüneburg
18. GRUBE Land- u. Umwelttechnik
19. Hochschule Trier, Umwelt-Campus Birkenfeld
20. Interseroh
21. Kreislaufwirtschaft Landkreis Hameln-Pyrmont
22. Kreislaufwirtschaft Mayen-Koblenz
23. Landkreis Nordhausen
24. Landratsamt Main-Spessart
25. Landratsamt Neustadt a. d. Aisch, Bad Windsheim
26. LK Göttingen, Abfallwirtschaft Osterode am Harz
27. Öko-Institut e.V.
28. Reclay Systems GmbH
29. selbstst. beratender Ingenieur
30. Städtischer Regiebetrieb Salzgitter
31. Stadtreinigung Hamburg
32. Technische Hochschule Ostwestfalen-Lippe
33. Umweltbundesamt
34. Universität Kassel
35. Verbund kompostierbare Produkte e.V.
36. VHE e.V.
37. VHE Nord e.V.
38. Witzenhausen-Institut
39. www.abfallberatung.de
40. ZAKB
41. ZASO
42. ZVO Entsorgung