



## Biomasse aus Abfällen

Gibt es ein optimales Stoffstrommanagement?

Tagungsband

LANUV-Fachbericht 18





## **Biomasse aus Abfällen**

Gibt es ein optimales Stoffstrommanagement?

Tagungsband

### **LANUV-Fachbericht 18**

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen

Recklinghausen 2009



## IMPRESSUM

Herausgeber Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz  
Nordrhein-Westfalen (LANUV NRW)  
Leibnizstraße 10, 45659 Recklinghausen  
Telefon 02361 305-0  
Telefax 02361 305-3215  
E-Mail: [poststelle@lanuv.nrw.de](mailto:poststelle@lanuv.nrw.de)

Mitherausgeber Stadtwerke Düsseldorf AG  
Höherweg 100, 40233 Düsseldorf  
E-Mail: [info@swd-ag.de](mailto:info@swd-ag.de)  
[www.swd-ag.de](http://www.swd-ag.de)

Titelfoto Holzvergaser Arnsberg (AWISTA)

ISSN 1864-8916 LANUV-Arbeitsblätter

---

Informations-  
dienste: Informationen und Daten aus NRW zu Natur, Umwelt und  
Verbraucherschutz unter  
• [www.lanuv.nrw.de](http://www.lanuv.nrw.de)  
Aktuelle Luftqualitätswerte zusätzlich im  
• WDR-Videotext Tafeln 177 bis 179

Bereitschafts-  
dienst: Nachrichtenbereitschaftszentrale des LANUV NRW  
(24-Std.-Dienst): Telefon 0201 714488

Nachdruck – auch auszugsweise – ist nur unter Quellenangaben und Überlassung von  
Belegexemplaren nach vorheriger Zustimmung des Herausgebers gestattet.  
Die Verwendung für Werbezwecke ist grundsätzlich untersagt.

# Vorwort

## Sehr geehrte Damen und Herren,

Altholz, Sägewerksreste, Bioabfall, Gülle, Schlämme aus der Abwasserreinigung . . . : All dies sind regenerative Biomassen, die als Abfälle anfallen oder aus Abfällen isoliert werden können. Die bereits spürbaren Klimaänderungen, aber auch der zukünftige Mangel an fossilen Brennstoffen sind Ansporn für Unternehmen, Behörden, Regierung und Verbraucher, Biomasse möglichst optimal für die Energieerzeugung einzusetzen. Wir wissen, dass Biomasse aus nachwachsenden Rohstoffen nur einen Teil der in Deutschland benötigten Primärenergie ersetzen kann. Umso wichtiger ist es, die uns aus Landwirtschaft, Haushalten, Grünflächen und Abbruchmaßnahmen zur Verfügung stehende Abfall-Biomasse zu nutzen.

2009 haben das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen und die AWISTA AG, Tochterunternehmen der Stadtwerke Düsseldorf, gemeinsam einen Fachkongress durchgeführt, um diesem Thema mehr Öffentlichkeit zu geben. Unter dem Titel „Biomasse aus Abfällen – gibt es ein optimales Stoffstrommanagement?“ informierten sich und diskutierten nahezu 200 Fachleute und Anwender aus Unternehmen, Behörden und Hochschulen wie auch Kommunal- und Landespolitiker. Die Diskussionen zeigten, dass zahlreiche Potenziale zur Nutzung von Biomasse noch nicht ausgereizt sind und Möglichkeiten zur Verbesserung bestehen.

Wir haben uns sehr über das große Interesse an dem Kongress gefreut und möchten mit diesem Tagungsband das Thema weiter in die Öffentlichkeit tragen. Nordrhein-Westfalen als Deutschlands „Energieland Nr. 1“ ist prädestiniert, auch neue Technologien zur Energieerzeugung nach vorne zu treiben.

Im Herbst 2009 hat die Landesregierung Nordrhein-Westfalen ihren Biomasseaktionsplan vorgestellt. Die Landesregierung will die Strom- und Wärmeproduktion aus Biomasse bis zum Jahr 2020 von knapp 9 Milliarden Kilowattstunden auf fast 18 Milliarden Kilowattstunden verdoppeln. Damit können 20 Prozent des Strombedarfs und 10 Prozent des Wärmebedarfs der Privathaushalte Nordrhein-Westfalens abgedeckt werden. Über 60 Prozent der Ausbaupotenziale sollen aus Rest- und Abfallstoffen oder der Verbesserung von Wirkungsgraden gewonnen werden, um Konkurrenzen um den knappen Rohstoff zu minimieren.

Das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz befasst sich als Landesoberbehörde im Ressort des Umweltministeriums mit langfristigen Umweltentwicklungen wie zum Beispiel dem Klimawandel und der Entwicklung von Anpassungsstrategien. Aber auch Nachhaltigkeit, Abfallwirtschaft, Emissionsminderung und Emissionshandel zählen zu seinen Aufgabengebieten.

Die Stadtwerke Düsseldorf AG werden die in den vergangenen zehn Jahren entwickelten Aktivitäten bei der Nutzung von Abfall-Biomassen im eigenen Hause und mit ihren Beteiligungen mit aller Kraft fortsetzen:

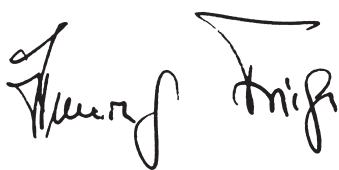
- Dem Biomasse-Heizkraftwerk Garath sollen weitere folgen.
- Weitere Vergärungsanlagen auf der Basis von Gülle und Nawaros sollen von der Biogas NW GmbH errichtet werden, auch mit Biogas-Erzeugung.

- Der Holzvergaser soll in Kürze in Modulbauweise und möglichst wartungsfrei verfügbar sein.
- Die KDM, ein Gemeinschaftsunternehmen unseres Tochterunternehmens AWISTA und des Kreises Mettmann, wird das Stoffstrommanagement von Bio- und Grünabfällen in ihren Anlagen weiter optimieren.

Dieser Fachbericht soll bei den aktuellen Fragestellungen gerade auch im Bereich von Landes- und Kommunalpolitik Hilfestellung geben.

Den Referenten danken wir sehr herzlich für ihre ausgezeichneten Beiträge, unseren Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern für die hervorragende Vorbereitung einer Tagung, die von den Besuchern als „rundum gelungen“ bezeichnet wurde.

Wir wünschen den in diesem Buch gesammelten Erkenntnissen eine weite Verbreitung.



Dr. Henning Friege  
Generalbevollmächtigter für Umwelt und Entsorgung,  
Stadtwerke Düsseldorf, AWISTA AG



Dr. Heinrich Bottermann  
Präsident des Landesamtes für Natur,  
Umwelt und Verbraucherschutz NRW

# Inhalt

- 7     **Die Biomasse und ihre Chancen für die zukünftige Energieversorgung**  
M.Sc. Kathrin B. Greiff, Dr.-Ing. Mechthild Baron, Prof. Dr.-Ing. Martin Faulstich
- 13    **Humus- und Nährstoffversorgung mitteleuropäischer Böden**  
Prof. Dr. Wilhelm König, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW
- 19    **Bewertung von energetischer und stofflicher Nutzung von Biomasse sowie Kombinationen**  
Dipl.-Ing. Regine Vogt, IFEU Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH
- 25    **Emissionen bei der stofflichen und energetischen Verwertung von biogenen Abfällen**  
Dr. Michael Tiedt, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW
- 31    **Praktische Erfahrungen in der Vergärung von biogenen Abfallstoffen**  
Dr. Ansgar Fendel und Klaus Höring, REMONDIS Assets & Services GmbH & Co. KG, Lünen
- 45    **Vergleich verschiedener Vergärungstechniken**  
Dr.-Ing. Michael Kern, Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie GmbH
- 53    **Wie bemisst sich der biogene Anteil von Abfällen?**  
Prof. Dr. Helmut Rechberger und Johann Fellner, Technische Universität Wien, Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft
- 59    **Erfahrung mit der Herstellung von Holzbrennstoffen**  
Marcus Bracht, EnBW Biomasse GmbH
- 65    **Möglichkeiten und Grenzen der energetischen Optimierung von Müllverbrennungsanlagen**  
Dipl.-Ing. Gerhard Hansmann, Stadtwerke Düsseldorf AG
- 71    **Reinigung von Biogas zur Einspeisung in Gasnetze**  
Dipl.-Ing. Wolfgang Urban, Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT



# Die Biomasse und ihre Chancen für die zukünftige Energieversorgung

M.Sc. Kathrin B. Greiff\*, Dr.-Ing. Mechthild Baron\*\*, Prof. Dr.-Ing. Martin Faulstich\* \*\*

\* Lehrstuhl für Rohstoff- und Energietechnologie, Technische Universität München

\*\* Sachverständigenrat für Umweltfragen, Berlin

## Einleitung

Neben der Steigerung der Energieeffizienz stehen erneuerbare Energien im Mittelpunkt der zukünftigen Energieversorgung. Energie aus Biomasse (Abfallbiomasse und Anbaubiomasse) hat derzeit den größten Anteil an den erneuerbaren Energien, die zur Reduktion von Treibhausgasen beitragen (BMU 2008, NITSCH 2008). Im Vergleich zu anderen Energieträgern bietet Biomasse verschiedene Vorteile. Es ist möglich, diese als feste, flüssige und gasförmige Energieträger zur Verfügung zu stellen, sodass mit Biomasse alle Energieformen (Wärme, Strom und Kraftstoffe) ersetzt werden können. Ein Vorteil der Biomasse sowie der daraus erzeugten Energieträger ist außerdem, dass aufgrund ihrer Lagerfähigkeit Energie zeitlich und räumlich flexibel bereitgestellt werden kann. Diese Vorteile ermöglichen verschiedenste Möglichkeiten für den Einsatz von Biomasse in einem zukünftigen Energiesystem.

Zur Biomasse werden landwirtschaftliche und forstwirtschaftliche Rohstoffe gezählt, aber auch Reststoffe sowie biogene Abfälle. Die energetische Nutzung dieser Stoffe steht dabei in Konkurrenz mit anderen bisherigen Nutzungsformen. Zukünftige Potenziale sind deswegen nicht nur aufgrund von begrenzter Fläche für Biomasseanbau oder begrenztes Aufkommen von Abfällen, sondern auch durch Konkurrenznutzungen beeinflusst. Im Folgenden soll gezeigt werden, welche Rolle dieses begrenzte Potenzial an Biomasse in Deutschland spielen kann.

## Bedarf und Ausbauziele von Biomasse zur energetischen Nutzung

Im Jahr 2007 wurden 6,7 % des Primärenergieverbrauchs und 8,5 % des Endenergieverbrauchs (2008: 9,6 %) durch Erneuerbare Energien bereitgestellt (BMU 2008, BEE 2009). Der Anteil an Biomasse innerhalb der erneuerbaren Energieträger betrug in 2007 rund 68 %, der Anteil an der gesamten Endenergiebereitstellung betrug 5,8 %. Bezogen auf die reine Wärmebereitstellung lag der Anteil von Biomasse insgesamt bei den erneuerbaren Energien (hauptsächlich Holz) sogar bei 93 % (BMU 2008). Bioenergie ist demnach der wichtigste Teil im Mix der erneuerbaren Energien. Prognosen gehen davon aus, dass der Anteil von Biomasse am erneuerbaren Energiemix zukünftig (bei einem Betrachtungszeitraum bis 2030) in etwa gleich bleiben wird (NITSCH 2008).

Das Ausbauziel für den Anteil erneuerbarer Energien am Endenergieverbrauch liegt für Deutschland bei 18 % und für die Europäische Union 27 bei 20 % bis 2020 (BMU 2009, KOM 2007). Wenn der Anteil der Biomasse an den erneuerbaren Energien auch zukünftig gleich bleibend hoch sein sollte, bedeuten diese Ziele einen Ausbau der Bioenergie auf etwa 13 bis 14 % Anteil an der Endenergiebereitstellung. Wie im Folgenden weiter ausgeführt geht der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU 2007) davon aus, dass in etwa 10 % am Endenergiebedarf bis 2030 durch Biomasse gedeckt werden kann.

## Angebot an Biomasse zur energetischen Nutzung

Die verfügbare Biomasse ist einerseits von der nutzbaren Abfallbiomasse - Bioabfall aus Haushalt und Gewerbe, Garten- und Parkabfälle, Abfälle aus der Lebensmittelverarbeitung und Abfälle aus der Landwirtschaft - und andererseits von den erzeugbaren nachwachsenden Rohstoffen abhängig. Das technisch nutzbare Potenzial an Abfallbiomasse liegt zwischen 4 % bis 6,5 % des derzeitigen Primärenergieverbrauchs (FRITSCHKE et al. 2004; NITSCH et al. 2004; THRÄN et al. 2005). Bei der Ermittlung von energetischen Nutzungspotenzialen von Biomasse aus Abfällen und Reststoffen muss berücksichtigt werden, wie diese – vorhandene – Biomasse bereits jetzt genutzt wird. Konkurrierende Nutzungen, zum Beispiel stoffliche Nutzung als Holzwerkstoff in der Spanplatten- oder Papierindustrie oder zur Bodenverbesserung (organischer Dünger, Mulchmaterial) vermindern das energetisch nutzbare Potenzial, sind jedoch häufig auch erwünschte und ökologisch sinnvolle Nutzungen. So ist es beispielsweise aus Gründen des Bodenschutzes erforderlich je nach Standort bis zu 80 % des Strohens auf dem Acker zu belassen (FRITSCHKE et al. 2004). Potenziale bietet die zweifache Nutzung von Abfallbiomasse (Bio- und Gartenabfälle), die bisher nur zu 10 % vergoren (und zu 90 % kompostiert) werden. Nach der Erzeugung von Biogas können die verbleibenden Gärreste nach Aufbereitung zur Bodenmelioration genutzt werden (IFEU-Institut 2008). Entscheidend für die Nutzungsbilanz sind die regionalen Randbedingungen wie Aufkommen, Qualitäten, Transportwege und Absatzmöglichkeiten.

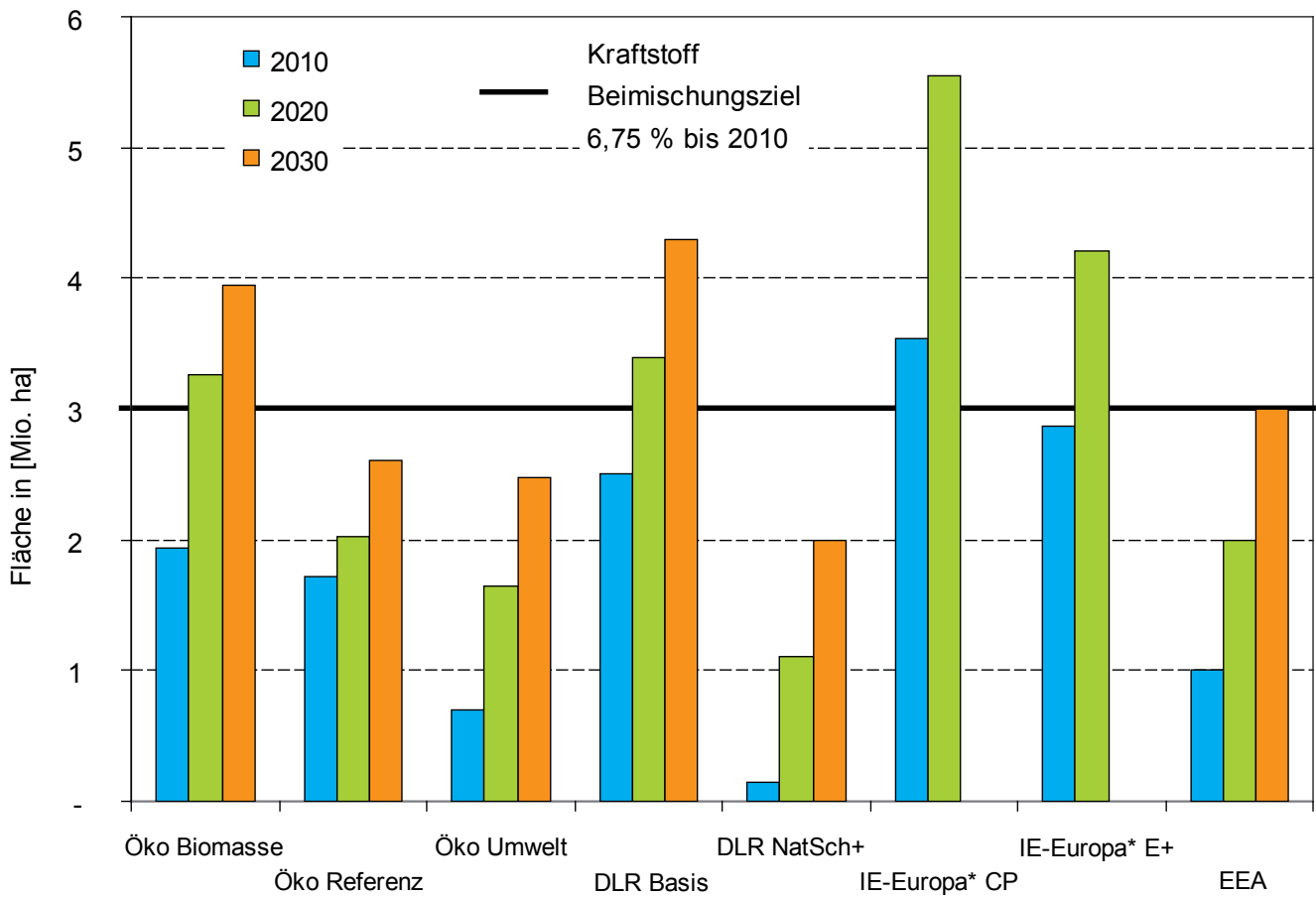


Abbildung 1: Übersicht über die Anbauflächenpotenziale in Deutschland für nachwachsende Rohstoffe verschiedener Studien von 2010 bis 2030 (ohne Grünland); Quelle: SRU 2007, nach Fritzsche et al. 2004; Nitsch et al. 2004; Thrän et al. 2005, EEA 2006  
\*keine Angaben für 2030

Die Schlüsselgröße für das Potenzial von Energiepflanzen ist die zur Verfügung stehende Anbaufläche sowie die Erträge pro Fläche. Die Gesamtfläche der Bundesrepublik Deutschland umfasst etwa 35,7 Mio. ha. Davon wurden 11,9 Mio. ha (33,3 %) im Jahr 2005 als Ackerland genutzt. Für den Anbau von nachwachsenden Rohstoffen wurden in etwa 2 Mio. ha in 2007 (ca. 17 % der Ackerfläche) genutzt (FNR 2008).

Abbildung 1 zeigt die Flächenpotenziale für nachwachsende Rohstoffe, die in verschiedenen Studien und deren Szenarien für die Jahre 2010, 2020 und 2030 ermittelt wurden. Die großen Unterschiede zwischen den Szenarien begründen sich in den unterschiedlichen Annahmen, die in Bezug auf Produktionssteigerung in der Nahrungsmittelproduktion sowie generell in der Pflanzenproduktion, Selbstversorgungsgrad für Nahrungsmittel, Bevölkerungsentwicklung, Naturschutzbelange, Anteil von Brachflächen, Anteil an ökologischer Landwirtschaft, Flächenverbrauch usw. getroffen wurden. Das mit 7,3 Mio. ha höchste Flächenpotenzial des CP-Szenarios entspricht 43 % der derzeitigen landwirtschaftlichen Fläche und erscheint damit sehr hoch. Der SRU (2007) kommt zu dem Schluss, dass ein Flächenpotenzial zwischen 3 und 4 Mio. ha bis 2030 realistisch ist.

Um aus dem Flächenpotenzial ein Energiepotenzial abzuleiten, müssen Annahmen zu genutzten Pflanzenarten, auch hinsichtlich einer einzuhaltenden Fruchtfolge, sowie zur möglichen Produktionssteigerung und den verschiedenen Nutzungsmöglichkeiten mit den unterschiedlichen Techniken gemacht werden. Ein Vergleich von Energiehektarerträgen verschiedener Bioenergiepfade zeigt, dass die Nutzung von Festbrennstoffen wie Kurzumtriebsplantagenholz zur Wärme- und Stromnutzung sowie auch die Wärme- und Stromnutzung von Mais über Biogas wesentlich höhere Energieerträge pro Hektar ergeben als die Nutzung von Energiepflanzen zur Herstellung von Flüssigkraftstoffen (SRU 2007). Die Nutzung von Biogas als Kraftstoff erbringt höhere Energieerträge als die Nutzung der flüssigen Biokraftstoffe Ethanol und Biodiesel der ersten Generation. Bezogen auf eine energieeffiziente Flächennutzung stellt Biogas damit eine der effizientesten Technologien innerhalb der Bioenergie Technologien dar. Generell führt die Kraft-Wärme-Kopplung zu höheren Energieerträgen als die Kraftstoffnutzung.

## Umweltauswirkungen

### Gewinnung von Biomasse

Die energetisch nutzbare Menge an Abfallbiomasse lässt sich nicht wesentlich steigern, ohne den Verlust konkurrierender Nutzeffekte zu riskieren, allerdings lässt sich die Energieausbeute durch Effizienzsteigerungen erhöhen (NELLES et al. 2008). Der derzeit vorangetriebene zügige Ausbau des Biomasseanbaus kann sowohl auf nationaler als auch internationaler Ebene signifikante Folgen für die Umwelt haben. Der intensive Anbau steht dabei oft mit Zielen des Naturschutzes im Konflikt, zumal die konventionelle Landwirtschaft bereits jetzt negative Auswirkungen auf den Naturhaushalt – insbesondere auf Böden, Gewässer und Klima – verursacht (RODE et al. 2005, BRINGEZU & SCHÜTZ 2008).

In rechtlicher Hinsicht sollten für den Anbau von nachwachsenden Rohstoffen grundsätzlich die gleichen Standards wie für die Nahrungs- und Futtermittelproduktion gelten. Die Veränderungen der Landschaft, die durch die gezielte Förderung des Anbaus von nachwachsenden Rohstoffen verursacht werden, sind allerdings Anlass dafür, die umweltverträgliche Entwicklung der Landwirtschaft insgesamt voranzutreiben. Die bestehenden ökologischen Standards, die sich im Rahmen der guten fachlichen Praxis des nationalen Rechts oder der europäischen Vorgaben des Cross Compliance finden, müssen konsequent umgesetzt und anhand der Kriterien Klimawirksamkeit und Biodiversität weiterentwickelt werden.

Spezifische Standards für den Biomasseanbau sind hinsichtlich der Reststoffentnahme erforderlich, die zu negativen Eingriffen in die Nährstoffkreisläufe führen kann. Darüber hinaus kann sich ein spezifischer Regulierungsbedarf künftig hinsichtlich des Anbaus gentechnisch veränderter Pflanzen ergeben.

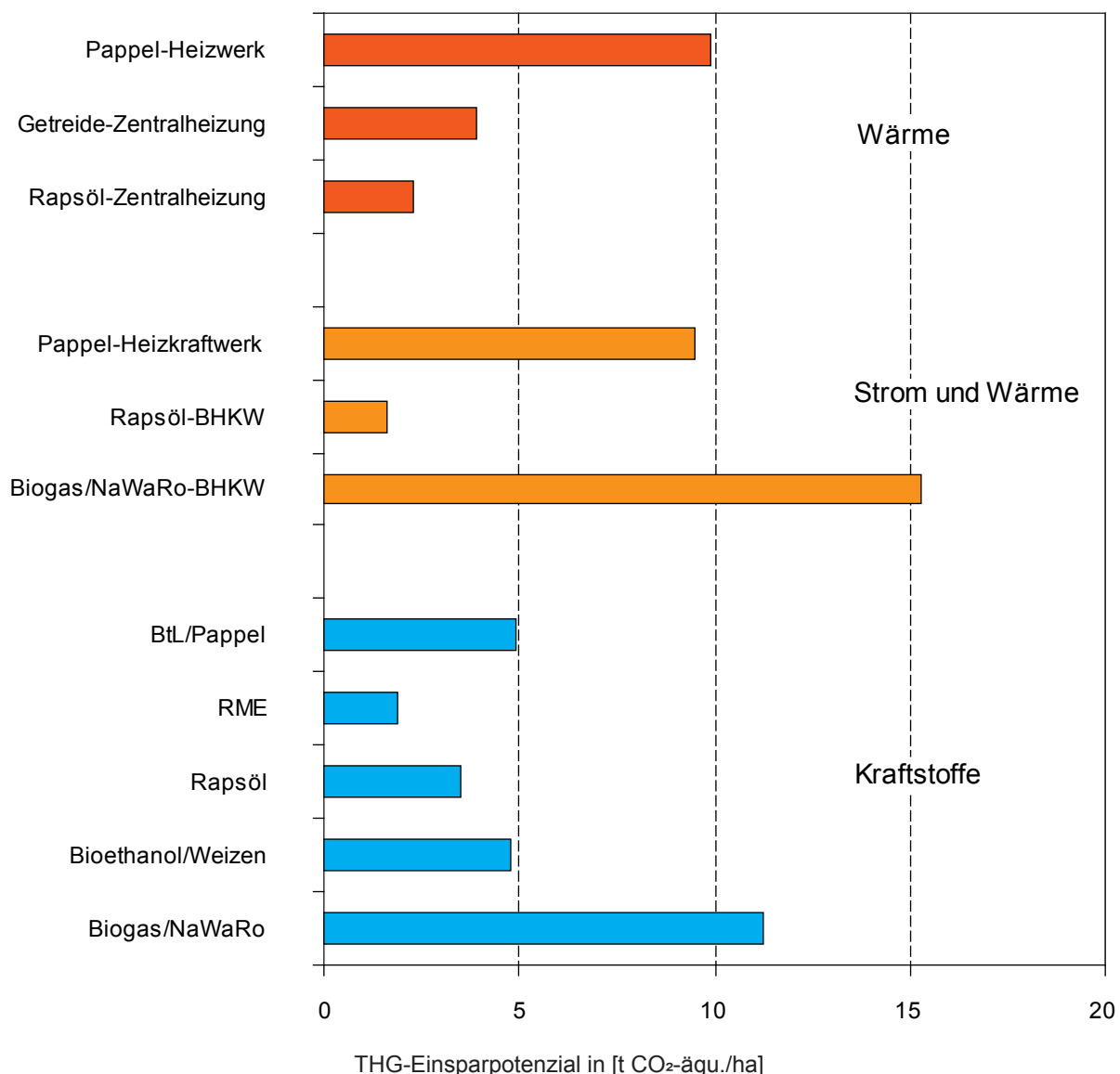


Abbildung 2: Potenziale zur Reduktion der Treibhausgas(THG)emissionen bei verschiedenen Biomassenutzungspfaden (Quelle: Vollmer 2007)

## Nutzung von Biomasse

Durch die energetische Nutzung von Biomasse kommt es auf der einen Seite zu ökologischen Entlastungen hinsichtlich der Schonung fossiler Energieressourcen und gegebenenfalls der Verringerung von Treibhausgasemissionen. Auf der anderen Seite kommt es aber, wie bei jeder technischen Nutzung, vor allem aber bei der thermo-chemischen Umwandlung, zu Umweltbelastungen wie Emissionen mit versauernden und eutrophierenden Wirkungen (Schwefeldioxide und Stickoxide) sowie Emissionen von Stäuben (vor allem Feinstaub) und anderen Schadstoffen.

Hinsichtlich der Einsparung von Treibhausgasen gibt es zwischen den Technologien signifikante Unterschiede. Bisherige ökobilanzielle Betrachtungen haben gezeigt, dass Biogas – vor allem bei der Nutzung des Substrats Gülle – immer vorteilhaft ist, unabhängig davon, ob es stationär oder für die Mobilität genutzt wird (WEISKE & MICHEL 2007, FRITSCHKE et al. 2007, CONCAWE 2006, RAHMESHOHL et al. 2006). Dagegen erweisen sich biogene Flüssigkraftstoffe als nachteilig gegenüber der stationären Nutzung (Wärme und Strom). Biomass-to-Liquid (BtL)-Kraftstoffe erweisen sich zwar als vorteilhafter gegenüber den Biokraftstoffen der so genannten ersten Generation. Jedoch erscheint nach derzeitigem Stand auch diese Technologie, die noch dazu erst mittelfristig für eine großtechnische Produktion zur Verfügung stehen wird, gegenüber der Biogasnutzung im Mobilitätsbereich ungünstiger zu sein (vergleiche auch Abbildung 2). Bei der Bilanzierung müssen allerdings auch Neben- oder Koppelprodukte mit betrachtet werden. So wird beispielsweise bei der Biodieselproduktion gleichzeitig proteinreiches Futtermittel produziert, welches wiederum importierte Futtermittel aus Soja ersetzen kann. Ein weiteres Beispiel ist der Reststoff bei der Produktion von Bioethanol, welcher über eine weitere Fermentation zur Biogasproduktion genutzt werden kann. Werden diese Koppelprodukte in die ökobilanzielle Betrachtung mit aufgenommen verbessert sich dadurch die Bilanz für den jeweiligen Kraftstoff erheblich. Die stationäre Nutzung zeigt vor allem bei der Wärmenutzung bzw. bei kombinierter Wärme- und Stromnutzung gute THG-Einsparungspotenziale. Generell sollte angestrebt werden, den Aggregatzustand der jeweiligen Energieträger möglichst nicht mehrfach zu ändern (z.B. Biogas als Erdgassubstitut, Holz zu Wärme statt zu BtL), um möglichst geringe Umwandlungsverluste zu ermöglichen. Auch wenn diese generellen energetischen Grundsätze nicht immer den Marktpraktiken entsprechen, sollten diese auf jeden Fall von der Förderpolitik berücksichtigt werden.

## Fazit

Die Nutzung von Biomasse ist vor dem Hintergrund der mittlerweile breit geführten Klimadebatte ein zentrales Thema geworden. Mit diesem Beitrag sollte im Besonderen der Beitrag von Biomasse zur zukünftigen Energieversorgung beleuchtet werden.

Biomasse bietet große Chancen bezüglich der vielseitigen Nutzungsmöglichkeiten und des räumlich und zeitlich flexiblen Einsatzes. Das nationale Angebot an Biomasse ist aber zwangsläufig durch die zur Verfügung stehende Anbaufläche begrenzt. Dennoch stellt die Biomasse mit einem möglichen Anteil am Primärenergieverbrauch von 10 % ein signifikantes Potenzial dar (siehe auch WBGU 2008). Die derzeit artikulierten, sehr ambitionierten politischen Ziele in Deutschland können allerdings nicht mit Biomasse aus heimischem Anbau realisiert werden (vgl. auch BRINGEZU & SCHÜTZ 2008). Biomasse ist ein internationales Handelsgut, sodass grundsätzlich gegen entsprechende Importe nichts eingewendet werden kann. Dabei sind jedoch die ökologischen und gesellschaftlichen Auswirkungen der Biomasseproduktion in den Exportländern angemessen zu berücksichtigen. Das Zertifizierungsvorhaben der Europäischen Union ist dazu ein wichtiger Schritt, die überprüfbare Realisierung der Kriterien wird allerdings mehrere Jahre dauern. Bisher werden aber auch auf nationaler Ebene die ökologischen Auswirkungen zu wenig beachtet. Eine differenzierte Förderung, die gleichzeitig die Synergien mit dem Naturschutz berücksichtigt, ist weiterhin notwendig. Die ökologischen Potenziale der Abfallbiomasse sollten vor erhöhtem Anbau von Energiepflanzen ausgenutzt werden, auch die Kaskadennutzung nach vorerst stofflicher Verwertung darf dabei nicht vernachlässigt werden.

Die energetische Nutzung von Biomasse ist ein wichtiger Baustein für den Klimaschutz. Es sind Technologieentwicklungen in allen Nutzungsbereichen wie Strom, Wärme und Kraftstoff anzustreben. Das national begrenzte Potenzial muss aber bei den Ausbauzielen unbedingt beachtet werden. Die Vorteile der Biomasse liegen in der räumlichen und zeitlichen Flexibilität, die in einem dezentralen System ausgenutzt werden können. Die derzeitigen Förderinstrumente - vor allem der Biokraftstoffe - berücksichtigen nicht die Vorteile einer dezentralen Nutzungsmöglichkeit. So sollte statt einer großflächigen Beimischung besser eine Nutzung der Biokraftstoffe in einzelnen Verkehrsbereichen und Flottenbeständen Einsatz finden. Unter Berücksichtigung der Effizienzgrade sollte die Kraftwärme-Kopplung allerdings weitgehend der Nutzung für die Mobilität vorgezogen werden.

Durch das begrenzte Potenzial und die globalen Verknüpfungen der Bioenergie- und Landnutzung allgemein sollte ein zukünftiges Energiesystem in Deutschland und Europa nicht speziell auf Biomassenutzung ausgerichtet werden, so wie es derzeit im Kraftstoffbereich der Fall ist. Stattdessen sollte ein ganzheitliches Energiesystem angestrebt werden, das die Vorteile aller erneuerbarer Energieträger ausnutzt. Für die Bioenergie heißt das eine differenziertere dezentrale Nutzung.

## Literatur

- BEE (Bundesverband Erneuerbare Energien) (2009): BEE Jahreszahlen 2008. URL: <http://www.bee-ev.de/presse.php?pr=1209> (Stand 26.01.2009).
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2008): Entwicklung der erneuerbaren Energien in Deutschland im Jahr 2007. URL: [http://www.erneuerbare-energien.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/ee\\_hintergrund2007.pdf](http://www.erneuerbare-energien.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/ee_hintergrund2007.pdf) (Stand: Juli 2008).
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2009): Neues Denken – Neue Energie. Roadmap Energiepolitik 2020. Berlin: BMU. URL: [http://www.erneuerbare-energien.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/roadmap\\_energiepolitik.pdf](http://www.erneuerbare-energien.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/roadmap_energiepolitik.pdf) (Stand: Februar 2009).
- BMWi (Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie) (2008): Energiedaten – Nationale und internationale Entwicklung. Gesamtausgabe URL: <http://www.bmwi.de/BMWi/Navigation/Energie/Energiestatistiken/energie-daten.did=51884.html> (Stand: Juli 2008).
- Bringezu, S., Schütz, H. (2008): Auswirkungen eines verstärkten Anbaus nachwachsender Rohstoffe im globalen Maßstab. Technikfolgenabschätzung - Theorie und Praxis, Nr. 2, 17. Jahrgang, Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse (ITAS) (Hrsg.), S. 12 – 23.
- CONCAWE, EUCAR (European Council for Automotive R&D), European Commission - Joint Research Centre (2006): Well-to-wheels analysis of future automotive fuels and powertrains in the European context. JRC. Well-to-wheels report Version 2b.
- EEA (European Environment Agency) (2006): How much biomass can Europe use without harming the environment? Copenhagen: EEA.
- EWI (Energiewirtschaftliches Institut der Universität zu Köln), PROGROS (2006): Auswirkung höherer Ölpreise aus Energieangebot und -nachfrage. Basel, Köln, Berlin: BMWi.
- FNR (Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe) (2008): Nachwachsende Rohstoffe – Daten und Fakten. Gülzow: FNR, <http://www.fnr.de/> (Stand: Mai 2008).
- Fritsche, U. R. et al. (2004): Stoffstromanalyse zur nachhaltigen energetischen Nutzung von Biomasse. Endbericht des Verbundprojektes, gefördert vom BMU. Berlin. Endbericht des Verbundprojektes, gefördert vom BMU. Berlin.
- Fritsche, U.R., Rausch, L., Schmidt, K. 2007: Treibhausgasemissionen und Vermeidungskosten der nuklearen, fossilen und erneuerbaren Strombereitstellung. Arbeitspapier. Darmstadt 2007. Öko- Institut e.V. – Institut for Applied Ecology, Darmstadt, Germany. 17 p.
- IFEU-Institut (2008): Optimierungen für einen nachhaltigen Ausbau der Biogaserzeugung und -nutzung in Deutschland; Heidelberg: IFEU. URL <http://www.ifeu.de/landwirtschaft/pdf/BMU-Biogasprojekt%202008-Gesamtband.pdf> (Stand: Februar 2009).
- Kaltschmitt M., Hartmann H. (2001): Energie aus Biomasse – Grundlagen, Techniken und Verfahren. Berlin: Springer-Verlag.
- KOM (Kommission der Europäischen Gemeinschaft) (2007): Fahrplan für erneuerbare Energien. Erneuerbare Energien im 21. Jahrhundert: Größere Nachhaltigkeit in der Zukunft. KOM(2006) 848. Brüssel: KOM. URL: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2006:0848:FIN: DE:PDF> (Stand: Februar 2009).
- Nelles, M.; Engler, N.; Schüch, A (2008): Stand und Perspektiven der energetischen Nutzung von fester Biomasse in Deutschland. In: Wiemer, K., Kern, M.: Bio- und Sekundärrohstoffverwertung III; Witzenhausen-Institut: Witzenhausen.
- Nitsch, J. et al. (2004): Ökologisch optimierter Ausbau der Nutzung erneuerbarer Energien in Deutschland : Forschungsvorhaben im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit FKZ 90141803; Langfassung / [Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt (DLR), Institut für Technische Thermodynamik. Joachim Nitsch, Institut für Energie- und Umweltforschung (ifeu) ; Wuppertal Institut für Klima, Umwelt und Energie. [Hrsg.: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Referat Öffentlichkeitsarbeit. Jürgen Trittin. - Berlin [u.a.], 2004. - XIX, 285 S. : Ill., graph. Darst. -(Umweltpolitik).
- Nitsch, J. (2008): Leitstudie 2008. Weiterentwicklung der „Ausbaustrategie Erneuerbare Energien“ vor dem Hintergrund der aktuellen Klimaschutzziele Deutschlands und Europas. Berlin: BMU.
- Ramesohl, S., Arnold, K., Althaus, W., Urban, W., Burmeister, F., Kaltschmitt, M., Schlowin, F., Hofmann, F., Plättner, A., Kalies, M., Lulies, S., Schröder, G. (2006): Analyse und Bewertung der Nutzungsmöglichkeiten von Biomasse. Band 1 des Endberichts. Wuppertal, Leipzig, Oberhausen, Essen: BGW und DVGW.
- Rode, M., Schneider, C., Ketelhake, G., Reißhauer, D. (2005): Naturschutzverträgliche Erzeugung und Nutzung von Biomasse zur Wärme- und Stromgewinnung. Bonn – Bad Godesberg: BfN. BfN-Skripten 136.

SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (2007): Sondergutachten. Klimaschutz durch Biomasse. Berlin: Erich-Schmidt-Verlag (ESV).

Thrän, D. et al. (2005): Nachhaltige Biomassestrategien im europäischen Kontext. Leipzig: Institut für Energetik und Umwelt.

WBGU (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung globale Umweltveränderungen) (2008): Welt im Wandel: Zukunftsfähige Bioenergie und nachhaltige Landnutzung. Berlin: WBGU. URL: [http://www.wbgu.de/wbgu\\_jg2008\\_vorab.pdf](http://www.wbgu.de/wbgu_jg2008_vorab.pdf) (Stand: Januar 2009)

Weiske, A., Michel, J. (2007): Greenhouse gas emissions and mitigation costs of selected mitigation measures in agricultural production. Final Version 08.01.2007. Brüssel, London: IEER (Institute for European Environmental Policy). URL: [http://www.ieep.eu/publications/pdfs/mea-cap/WP3\\_D15\\_ghg\\_mitigation%20costs.pdf](http://www.ieep.eu/publications/pdfs/mea-cap/WP3_D15_ghg_mitigation%20costs.pdf) (Stand: Juli 2008).

# Humus- und Nährstoffversorgung mitteleuropäischer Böden

Prof. Dr. Wilhelm König, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW

## Einführung

Zur Erfüllung der Funktionen des Bodens hat der Humusgehalt eine zentrale Bedeutung. Dies gilt sowohl für die Speicherfunktion im Wasser- und Stoffhaushalt als auch als Nahrungsgrundlage für das Bodenleben und als Pflanzenstandort. Im Zusammenhang mit dem Klimawandel ist zudem die Rolle des Bodens als Kohlenstoffspeicher in den Vordergrund gerückt.

Zur Ermittlung der Humusversorgung von Böden wird i.d.R. der Gehalt an organischer Substanz (in % C x 1,72) bestimmt. Für langfristige und nutzungsübergreifende Betrachtungen ist aber der Humusvorrat (in kg oder t/ha) die geeignetere Größe, da die Konzentration, z.B. durch Pflugtiefe oder Grünlandumbruch erheblich beeinflusst wird. Da für das Bodengefüge die Umsetzungsprodukte des Humus eine besondere Relevanz haben, ist außerdem der jährliche Humusumsatz eine weitere zu betrachtende Größe. Da i.d.R. das Ziel der Bodenbewirtschaftung die Erhaltung des status quo ist, hat sich die Humusbilanz (aus Zu- und Abfuhr bzw. Auf- und Abbau) als eine wichtige Kenngröße in der Landwirtschaft etabliert.

Gesetzliche Anforderungen zur Humusversorgung von Böden sind in § 17 Absatz 3 Nr. 7 verankert. Danach gehört zu den „Grundsätzen der guten fachlichen Praxis insbesondere, dass . . . der standorttypische Humusgehalt des Bodens, insbesondere durch eine ausreichende Zufuhr an organischer Substanz oder durch Reduzierung der Bearbeitungsintensität, erhalten wird.“ Weitere Anforderungen mit konkreten Werten zu Humusgehalt und Humusbilanz sind aufgrund der europäischen Cross-Compliance-Vorschriften in der Direktzahlungen-Verpflichtungen-Verordnung verankert worden.

Der Nährstoffstatus des Bodens, vor allem mit Stickstoff, Phosphor, Kalium und Magnesium ist neben dem pH-Wert ein wesentlicher Faktor für die Produktionsfunktion landwirtschaftlich genutzter Böden. Unterversorgungen führen zu Ertragsdepressionen und Überversorgungen, insbesondere von N oder P können zu Gewässerbelastungen und Eutrophierungen angrenzender Ökosysteme führen. Anforderungen zur bedarfsgerechten Nährstoffversorgung von Böden enthält das Düngerecht.

## Humusgehalte in Böden Europas und Nordrhein-Westfalens

Eine Übersicht über die Humusversorgung von Böden in der Europäischen Union gibt die Abbildung 1.

Erkennbar sind insbesondere

- ein Gefälle von Nord- nach Südeuropa,
- höhere Gehalte in Bergregionen und Moorgebieten und
- niedrigere Gehalte in semiariden Zonen des Mittelmeerraumes.

Insgesamt zeigt sich, dass die Unterschiede zwischen den verschiedenen Klimazonen der Europäischen Union so groß sind, dass keine einheitliche Beurteilung möglich ist. Argumentationen mit Humusdefiziten im Mittelmeerraum für eine Ausweitung der Klärschlammverwertung, z.B. in der Diskussion um die Novellierung der EU-Klärschlammrichtlinie, sind daher problematisch. Notwendig ist eine Eingrenzung auf mitteleuropäische bzw. regionale Verhältnisse.

Eine qualitative Übersicht der Humusversorgung von Böden Nordrhein-Westfalens geht aus Abbildung 2 hervor. In Verbindung mit einer regionalen Auswertung von bei der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt (LUFA) vorliegenden Daten (Tabelle 1) ergeben sich folgende Erkenntnisse:

- Die Humusgehalte der Ackerböden in NRW befinden sich überwiegend in einem günstigen Bereich und unterschreiten nur selten die Grenzwerte der Cross Compliance-Regelungen von 1 % für tonarme und 1,5 % für tonreiche Böden.
- Regional gibt es jedoch Probleme mit der Einhaltung der Humus-Grenzwerte. Insbesondere auf vieharmen Marktfruchtbetrieben in der Kölner Bucht und am Niederrhein sowie in den Lößböden der Hellwegzone werden Orientierungswerte z.T. unterschritten.

## Bewertung der Humusversorgung landwirtschaftlicher Böden

Die Direktzahlungen-Verpflichtungen-Verordnung enthält folgende Humus-Grenzwerte für den Erhalt der organischen Substanz im Boden bei der Bodenhumusuntersuchung:

- bei Tongehalt  $\leq 13$  %: Humusgehalt  $> 1$  %
- bei Tongehalt  $> 13$  %: Humusgehalt  $> 1,5$  %

Die nach Landesrecht zuständige Behörde kann wegen besonderer Standortgegebenheiten die Grenzwerte regional anpassen. Umrechnung von organischem Kohlenstoff in Humus erfolgt durch Multiplikation mit dem Faktor 1,72. Für eine Beurteilung der Humusbilanz sind die in Tabelle 2 dargestellten vom VDLUFA entwickelten Kennwerte übernommen worden.

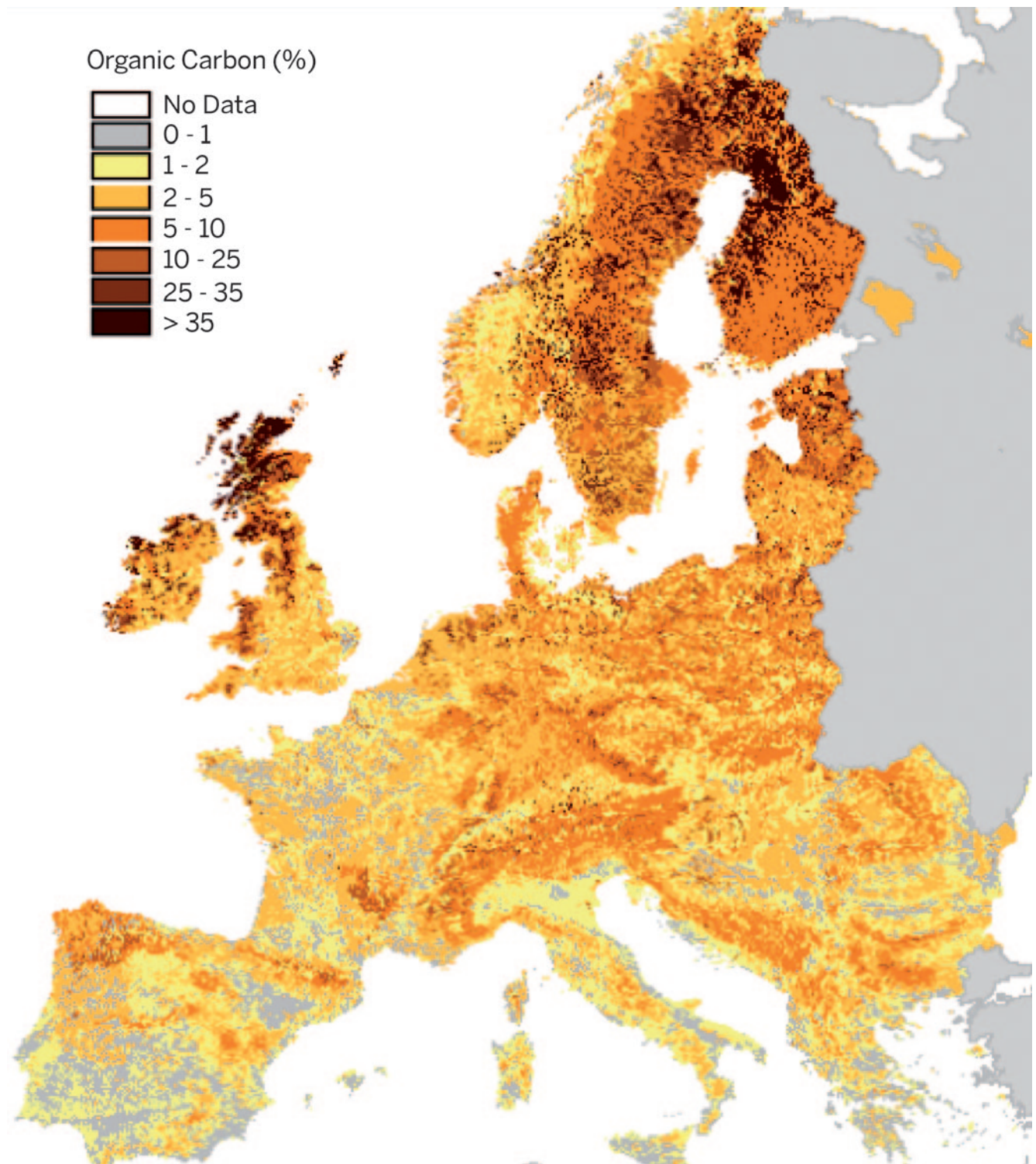


Abbildung 1: Humusgehalte in Böden Europas

### Zeitliche Entwicklung, Einfluss des Klimawandels

Zur zeitlichen Entwicklung der Humusgehalte von Böden gibt es noch keine eindeutigen Erkenntnisse. Vor allem die zahlreichen Daten aus dem Fachinformationssystem „Stoffliche Bodenbelastung“ des LANUV NRW zeigen, dass die Humusgehalte (ausgedrückt in Massen-Prozent) in den Ackerböden NRWs in den 1980er Jahren signifikant angestiegen sind. Als möglicher

Grund dafür wird u.a. ein verstärkter Grünlandumbruch in diesem Zeitraum angeführt. Wie Auswertungen von AMELUNG & WELP (Abbildung 3) gezeigt haben, ist jedoch seit Anfang der 1990er Jahre nach den vorliegenden Daten ein tendenzieller Rückgang der Humuskonzentrationen in den Böden zu verzeichnen. Untersuchungen aus England und Wales zeigen ebenfalls einen Trend zur Abnahme der Humusgehalte (Abbildung 4).

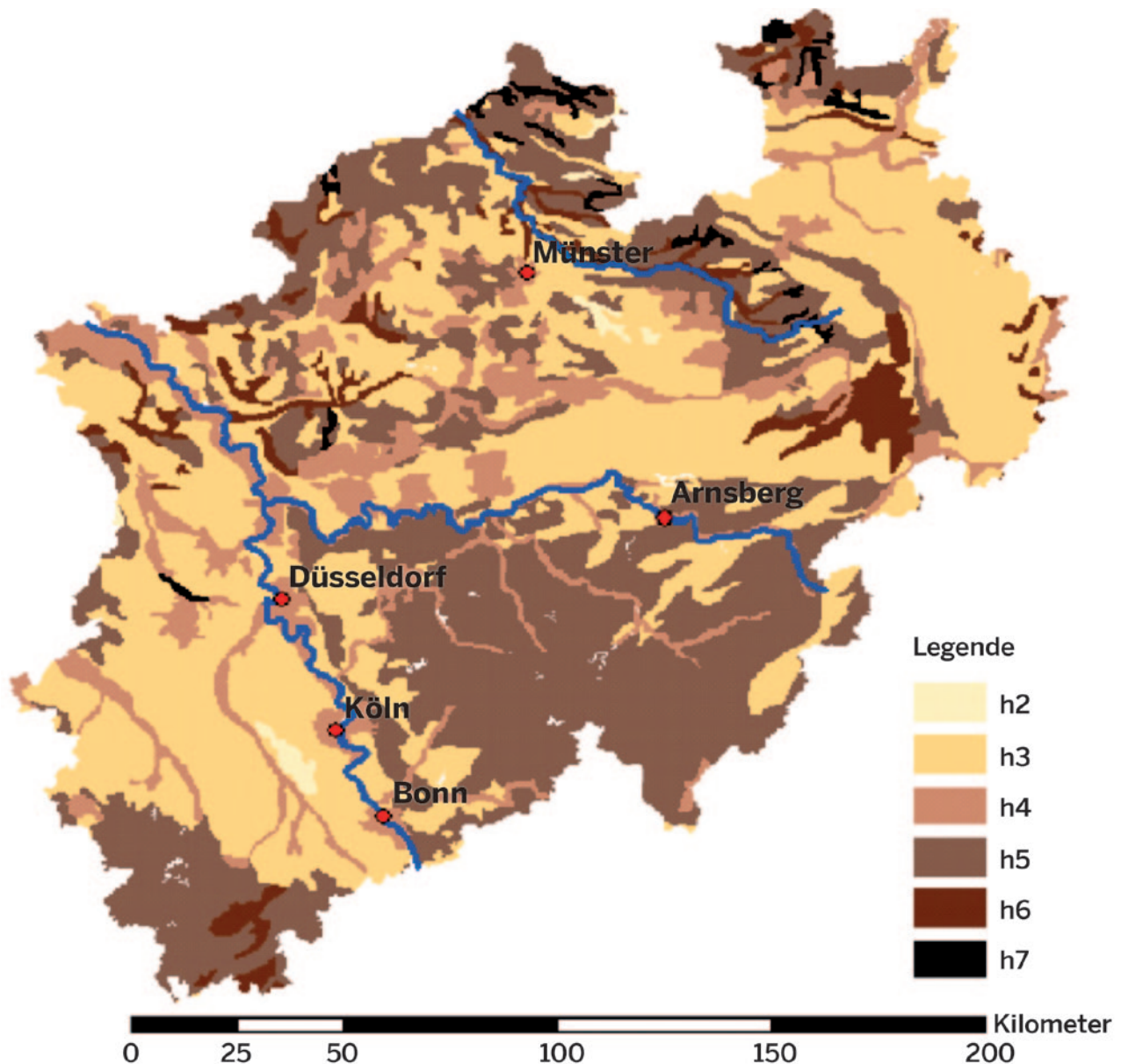


Abbildung 2: Humusgehalte in Böden Nordrhein-Westfalens

Inwieweit solche Entwicklungen Folgen des Klimawandels sind, lässt sich noch nicht eindeutig beurteilen. Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass höhere Temperaturen zu stärkerer biologischer Aktivität in Böden führen und damit den Abbau der organischen Substanz verstärken. Andererseits kann ein höherer CO<sub>2</sub>-Gehalt der Atmosphäre zu stärkerem Pflanzenwachstum (und Wurzelwachstum) führen. Da letztendlich noch erhebliche Kenntnislücken bestehen, sind verschiedene Monitoringprogramme angelaufen (z.B. von LANUV/LWK/GD, BMBF-Projekte).

Zur **Humusversorgung** von Böden lassen sich daher zum jetzigen Stand folgende Schlussfolgerungen ziehen:

- Der Humusvorrat eines Bodens ist ein langfristiges Resultat aus Boden-, Klima- und Bewirtschaftungsverhältnissen und kurzfristig nur begrenzt veränderbar. Ein Einfluss des Klimawandels ist noch nicht eindeutig erkennbar.
- Wichtiger als der Humusgehalt ist der Humusumsatz, da die Umsetzungsprodukte positive Wirkungen auf Bodengefüge und Sorptionsfähigkeit der Böden haben.
- Veränderungen des Humusvorrates lassen sich am besten durch die Humusbilanz ermitteln.
- Die Landwirtschaft hat durch Fruchtfolgegestaltung und konservierende Bodenbearbeitung erheblichen Einfluss auf die Humusbilanz.

| Region                        | Anzahl Proben insgesamt | Bodenarten 1 bis 3 |                               |        | Bodenarten 4 bis 5 |                               |        |
|-------------------------------|-------------------------|--------------------|-------------------------------|--------|--------------------|-------------------------------|--------|
|                               |                         | Anzahl Proben      | davon mit Humusgehalt < 1,1 % | Anzahl | Anzahl Proben      | davon mit Humusgehalt < 1,6 % | Anzahl |
| Niederrhein                   | 6.015                   | 2.544              | 11                            | 0,4    | 3.471              | 507                           | 14,6   |
| Niederung WL                  | 6.396                   | 4.779              | 11                            | 0,2    | 1.617              | 15                            | 0,9    |
| Ostwestfalen                  | 947                     | 144                | 0                             | 0,0    | 803                | 7                             | 0,9    |
| Sauerland/<br>Bergisches Land | 2.492                   | 252                | 0                             | 0,0    | 2.240              | 19                            | 0,8    |
| Rheinische Bucht              | 3.893                   | 708                | 27                            | 3,8    | 3.185              | 582                           | 18,3   |
| Eifel                         | 319                     | 113                | 2                             | 1,8    | 206                | 5                             | 2,4    |
| <b>Gesamtergebnis</b>         | 20.062                  | 8.540              | 51                            | 0,6    | 11.522             | 1.135                         | 9,9    |

Tabelle 1: Humusuntersuchungen durch die LUFA NRW in 2005 (Jacobs, LWK NRW)

|                                                                                                                                                                                                                                       |       |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------|
| Zucker und Futterrüben, Kartoffeln, Blumenkohl, Rotkohl, Weißkohl, Porree                                                                                                                                                             | - 760 |
| Silomais, Körnermais, Möhren                                                                                                                                                                                                          | - 560 |
| Getreide, Petersilie, Feldsalat, Grünkohl, Kohlrabi                                                                                                                                                                                   | - 280 |
| Körnerleguminosen                                                                                                                                                                                                                     | + 160 |
| Bedarfsfaktoren für Zucker- und Futterrüben sowie Getreide einschließlich Körnermais und Ölfrüchten ohne Koppelprodukte, bei den restlichen Fruchtarten ist die Humusersatzleistung der Koppelprodukte im Humusbedarf berücksichtigt. |       |
| Mehrjähriges Feldfutter, je Hauptnutzungsjahr                                                                                                                                                                                         | + 600 |
| Mehrjähriges Feldfutter, im Ansaatjahr als Untersaat                                                                                                                                                                                  | + 300 |
| Winterzwischenfrüchte                                                                                                                                                                                                                 | + 120 |

Tabelle 2: CC-Kennwerte zur fruchtartsspezifischen Veränderung des Humusvorrates (in kg Humus-C pro Hektar und Jahr)

## Phosphatversorgung landwirtschaftlicher Böden

Auch zur Phosphatversorgung von Böden liegen zahlreiche Untersuchungen durch die LUFA vor. Abbildung 5 zeigt nach Regionen differenzierte Ergebnisse aus dem Jahre 2007. Überversorgungen (Stufen D und E) zeigen sich bei Phosphat – ähnlich wie bei Stickstoff – in den viehstarken Ge-

bieten der Westfälischen Bucht und des Niederrheinischen Tieflandes. Defizite sind regional in Ostwestfalen, dem Bergischen Land und Sauerland erkennbar. Auf Betriebsebene dürften sie aber am ehesten auf reinen Ackerbaubetrieben auftreten. Da sich diese wahrscheinlich durch die stark angestiegenen Mineraldüngerpreise verstärken dürften, sollte ein verstärkter überbetrieblicher Ausgleich zwischen viehstarken und viehlosen Betrieben gesucht werden.

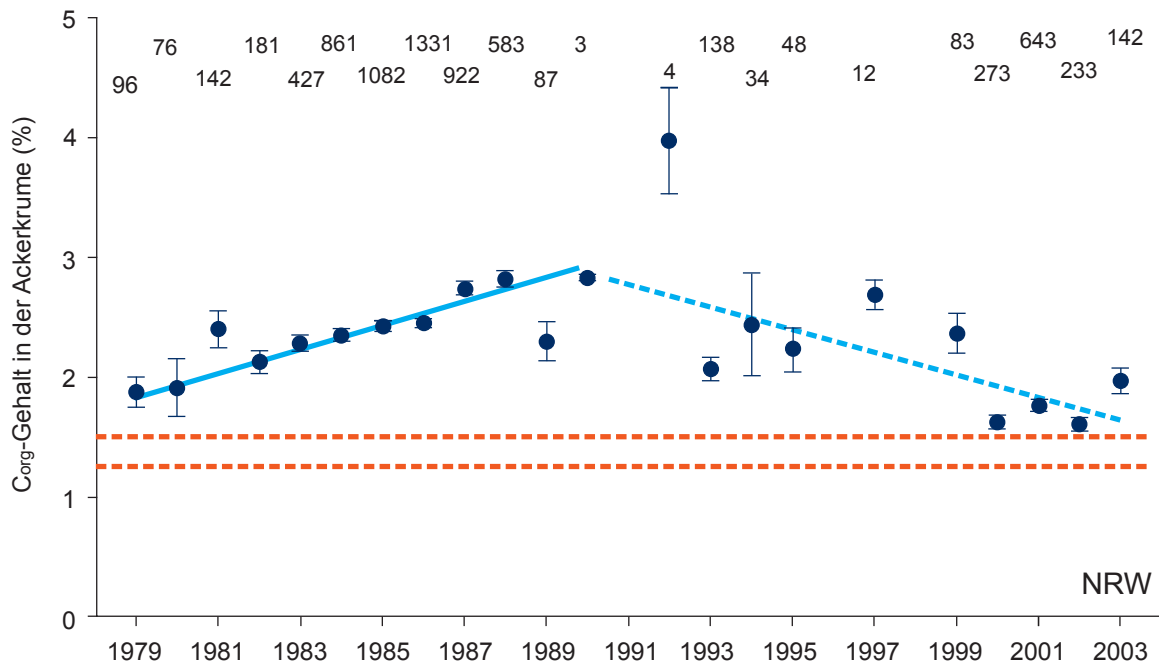


Abbildung 3: Zeitliche Entwicklung der Humusgehalte von Böden in NRW (AMELUNG & WELP: Humusmonitoring von Ackerböden, 2008)

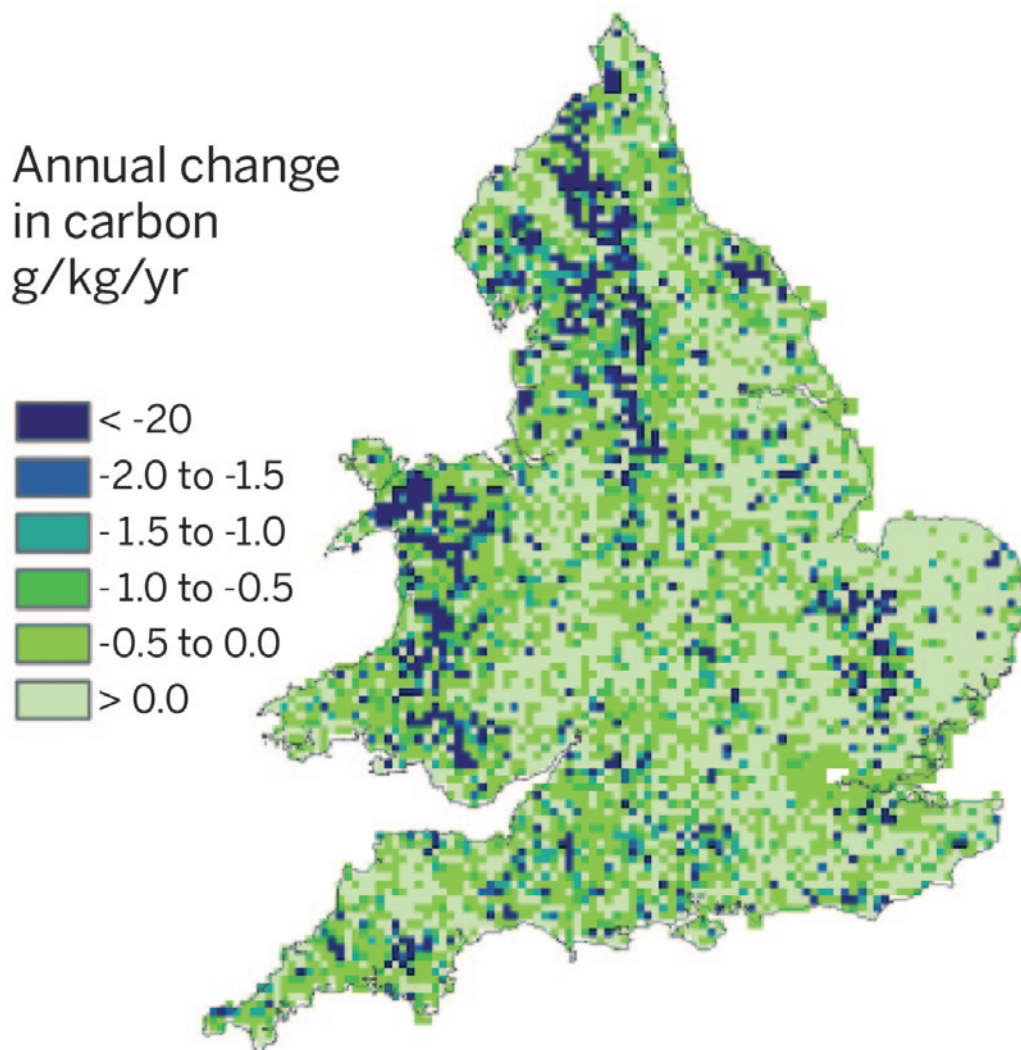


Abbildung 4: Untersuchungen in England und Wales zur jährlichen Veränderung der Humusgehalte in Böden (Bellamy P.H. et al. - 2005: Carbon losses from all soils across England and Wales 1978-2003. Nature 437, 245-248)

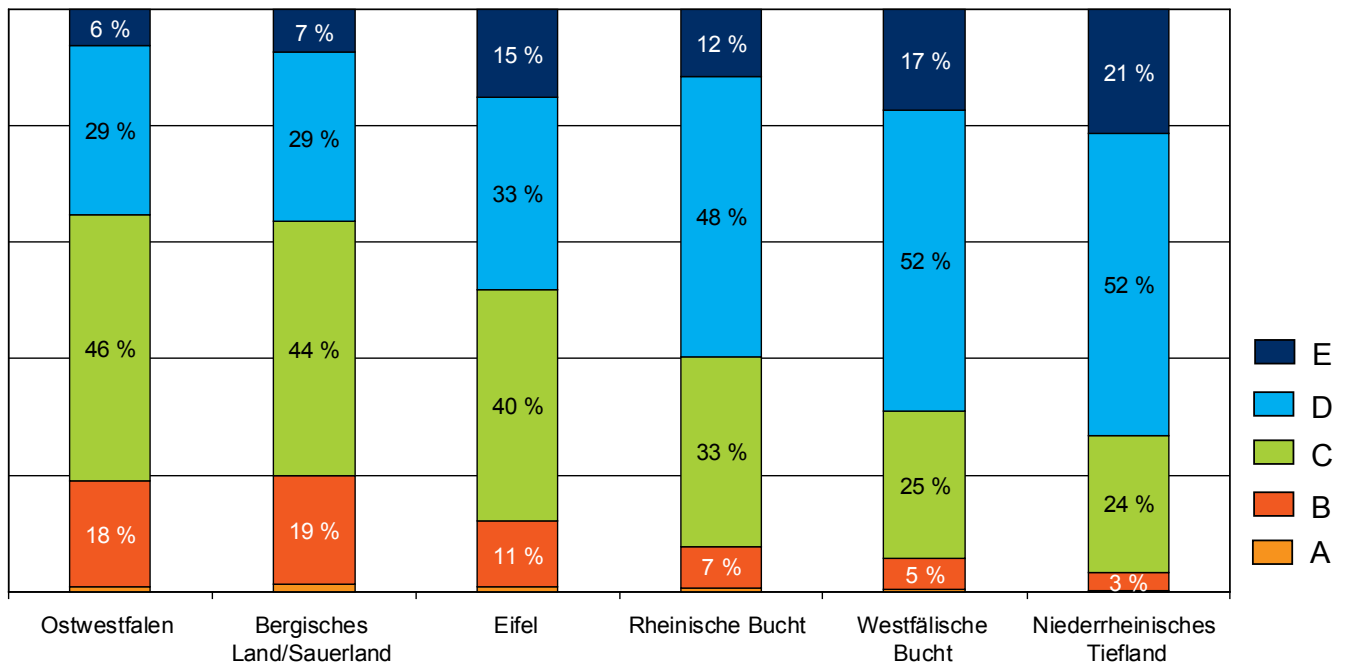


Abbildung 5: Phosphatuntersuchungen durch die LUFA in 2007 (Jacobs, LWK NRW)

## Fazit

- Ungleichgewichte in der Humus- und Nährstoffversorgung landwirtschaftlicher Böden kann die Landwirtschaft i.d.R. selbst durch Anpassung der Bewirtschaftung ausgleichen.
- Eine bedarfsgerechte externe Zufuhr (z.B. durch Abfallverwertung) kann positiv wirken, ist aber nicht generell erforderlich.
- Bei der energetischen Nutzung nachwachsender Rohstoffe ist die Rolle des Bodens als C-Quelle und -Senke zu beachten. Bilanz-Defizite sind zu vermeiden.
- Entscheidungen über die stoffliche Verwertung von organischen Abfällen sind vorrangig aus abfallwirtschaftlicher Sicht zu treffen. Aus Sicht des Bodenschutzes sind Schadstoffaspekte vorrangig, die Humus- und Nährstoffzufuhr haben untergeordnete Bedeutung.

# Bewertung von energetischer und stofflicher Nutzung von Biomasse sowie Kombinationen

## Vergleich verschiedener Verfahren und Ökobilanzierung

Dipl.-Ing. Regine Vogt, IFEU Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH

### Zusammenfassung

Die energetische und/oder stoffliche Nutzung des organischen Abfallpotenzials in Deutschland kann einen nennenswerten Beitrag zum Klimaschutz leisten. Als Entscheidungshilfe, welche Nutzungsart aus ökologischer Sicht angestrebt werden sollte, dient eine Ökobilanzierung der verschiedenen Möglichkeiten. Hierbei ist immer auch die Ist-Situation zu berücksichtigen und inwiefern Optimierungen basierend auf bereits bestehenden Investitionen erfolgen können. Am Beispiel der energetischen Nutzung von Altholz kann gezeigt werden, dass die höchste Treibhausgaseinsparung durch eine Nutzung in einem wärmegeführten Heizkraftwerk (HKW) erreicht werden kann. Planungen für Altholz-HKW sollten entsprechend vorrangig Standorte berücksichtigen, die einen Wärmeabnehmer aufweisen. Das Beispiel Bioabfall aus Haushalten verdeutlicht, dass der Ist-Zustand hinsichtlich des Treibhausgaseinsparpotenzials optimiert werden kann, ohne dass bestehende Strukturen aufgegeben werden müssen. Kompostierungsanlagen können um eine Vergärungsstufe nachgerüstet werden und dadurch eine zusätzliche energetische Nutzung des Bioabfalls ermöglichen. Eine weitgehende Optimierung kann allerdings nur erreicht werden, wenn bestimmte Randbedingungen und technische Maßnahmen beachtet werden.

### Biomassenutzungsmöglichkeiten und -potenziale

| Herkunft           | Reststoff                      | Biogaspotenzial in PJ/a |
|--------------------|--------------------------------|-------------------------|
| Landwirtschaft     | Tierische Exkremente           | 96,0                    |
|                    | Ernterückstände                | 16,3                    |
|                    | Dauergrünland                  | 11,1                    |
|                    | Stroh (bisher nicht marktreif) | 100,9                   |
| (Agrar-) Industrie | Alkoholherstellung             | 3,4                     |
|                    | Zuckerproduktion               | 0,7                     |
|                    | Milchverarbeitung              | 4,2                     |
|                    | Tierverarbeitung               | 0,4                     |
|                    | Papierherstellung              | 3,8                     |
|                    | Sonstige                       | 4,8                     |
| Kommunen           | Kommunaler Abfall              | 21,1                    |
|                    | Landschaftspflege              | 3,8                     |
| <b>Gesamt</b>      | <b>Ohne Stroh</b>              | <b>166</b>              |

Tabelle 1: Biogaspotenziale für verschiedene Abfälle und Reststoffe

Biomasse und entsprechend auch Biomasse aus Abfall kann stofflich oder energetisch genutzt werden, teilweise ist eine kombinierte stoffliche und energetische Nutzung möglich. Die energetische Nutzung dient der Wärme- und/oder Stromerzeugung oder dem Antrieb von Fahrzeugen. Stofflich wird Biomasse z.B. in der Chemieindustrie (Bio-raffinerie, Futtermittel, Kosmetika, Fettchemie) oder Papierindustrie (Papierrecycling) genutzt.

Potenziale für Biomasse werden üblicherweise in Form des Energiegehaltes angegeben. Dies kann der Heizwert der Biomasse sein oder z.B. der Heizwert des aus der Biomasse durch Vergärung erzeugbaren Biogases. Letzteres ist nur für bestimmte Biomasseabfälle sinnvoll, da z.B. zellulosehaltige Biomasse wie Altholz nicht für eine Vergärung geeignet ist. Tabelle 1 zeigt eine Übersicht über Biogaspotenziale (nach Angaben in Scholwin et al. 2007). Das darin aufgeführte Biogaspotenzial für kommunale Abfälle umfasst getrennt erfasste Bio- und Gartenabfälle aus Haushalten, Parkabfälle, Marktabfälle sowie Speiseabfälle und überlagerte Lebensmittel.

### Beispiel Altholz – Vergleich energetischer Nutzungsmöglichkeiten

Altholz wird in Deutschland zu mehr als 75 % energetisch genutzt. Dabei erfolgt der Einsatz vorwiegend in Biomassefeuerungsanlagen > 1 MW<sub>el</sub>. Gemäß EEG Monitoring Bericht (Scholwin et al. 2008) teilen sich die insgesamt eingesetzten Resthölzer wie folgt auf:

- 20-25 % Altholz Kategorie A III und A IV
- ca. 35 % Altholz Kategorie A I und A II
- 25-30 % Industrierestholz und Sägenebenprodukte
- ca. 12 % Waldrestholz und Landschaftspflegehölzer

Im Jahr 2008 wurden in Deutschland 235 Biomassefeuerungsanlagen mit einer gesamtelektrischen Leistung von 1.085 MW betrieben. Die Autoren des EEG Monitoring schätzen die eingesetzte Gesamtmenge an Resthölzern auf 5-6 Mio. t<sub>atro</sub>. Biomassefeuerungsanlagen unterscheiden sich deutlich hinsichtlich ihrer Wirkungsgrade in Abhängigkeit der Anlagengröße. Die Bandbreite der elektrischen Bruttowirkungsgrade reicht von 5-35 %, bei wärmegeführten Heizkraftwerken liegen sie i.d.R. unterhalb von 15 %. Eine entsprechende Übersicht zeigt Tabelle 2.

| Substrat                           | Elektrische Leistung | Typischer elektrischer Bruttowirkungsgrad  |                                           |
|------------------------------------|----------------------|--------------------------------------------|-------------------------------------------|
|                                    |                      | Kondensationsbetrieb ohne Wärmeauskopplung | Kondensationsbetrieb mit Wärmeauskopplung |
| Waldrestholz, Resthölzer Industrie | < 1 MW               | 15 – 18 %                                  | 10 – 13 %                                 |
| ca. 70 % Altholz                   | 1 - 5 MW             | 18 – 22 %                                  | 15 – 18 %                                 |
|                                    | 5 - 10 MW            | ca. 25 %                                   |                                           |
|                                    | 10 - 15 MW           | 27 – 29 %                                  |                                           |
|                                    | 15 - 20 MW           | 29 – 32 %, teils darüber                   |                                           |

Tabelle 2: Biomassefeuerungsanlagen in Deutschland

Die energetischen Wirkungsgrade und insbesondere die tatsächliche Nutzungsmöglichkeit der erzeugten Wärme haben entscheidenden Einfluss auf die Treibhausgasbilanz der energetischen Nutzung von Althölzern. Abbildung 1 zeigt die Nettoergebnisse für den Vergleich von Feuerungsanlagen mit unterschiedlichen Wirkungsgraden. Die Fälle 1 bis 3 zeigen Nettoergebnisse für den Altholzeinsatz in einem großen Holz(heiz)kraftwerk, im Fall 1 bei reiner Stromerzeugung (Bruttowirkungsgrad 30 %), in den Fällen 2 und 3 mit Wärmeauskopplung (Bruttostromwirkungsgrad 18 %, Gesamtwirkungsgrad 80 %), wobei im Fall 3 angenommen ist, dass nur die Hälfte der erzeugten Wärme tatsächlich genutzt werden kann. Im Vergleich dieser drei Fälle zeigt sich die Vorteilhaftigkeit der Kraft-Wärme-Kopplung gegenüber einer reinen Stromerzeugung, die allerdings nur dann uneingeschränkt gegeben ist, wenn die erzeugte Wärme weitgehend genutzt werden kann. Der Fall 4 zeigt ein kleineres HKW (Bruttostromwirkungsgrad 13 %, Gesamtwirkungsgrad 84 %), das trotz höherem Gesamtwirkungsgrad gegenüber Fall 2 aufgrund des niedrigeren Stromwirkungs-

grades nicht ganz an die Netto-Treibhausgaseinsparungen des Falls 2 heranreicht\*. Fall 5 zeigt das Nettoergebnis für eine reine Wärmeerzeugung (Wirkungsgrad 90 %). Es wird eine ähnlich hohe Nettoeinsparung erreicht wie im Fall 1.

### Beispiel Bioabfall aus Haushalten - Vergleich stoffliche und kombiniert stoffliche und energetische Verwertung

Bioabfall aus Haushalten wird derzeit nur zu etwa 15 % energetisch in Vergärungsanlagen genutzt. Überwiegend erfolgt noch eine rein stoffliche Nutzung durch aerobe Komposterzeugung. Der Vorteil einer kombinierten energetischen und stofflichen Nutzung liegt in der zusätzlichen Energieerzeugung während die stoffliche Nutzungsmöglichkeit weitgehend erhalten bleibt. Gegenüber aerob erzeugtem Kompost ergeben sich etwas geringere Organik- und Nährstoffgehalte. Letzteres ist für eine Substitution von Torf in Substraten dabei eine vorteilhafte Eigenschaft.

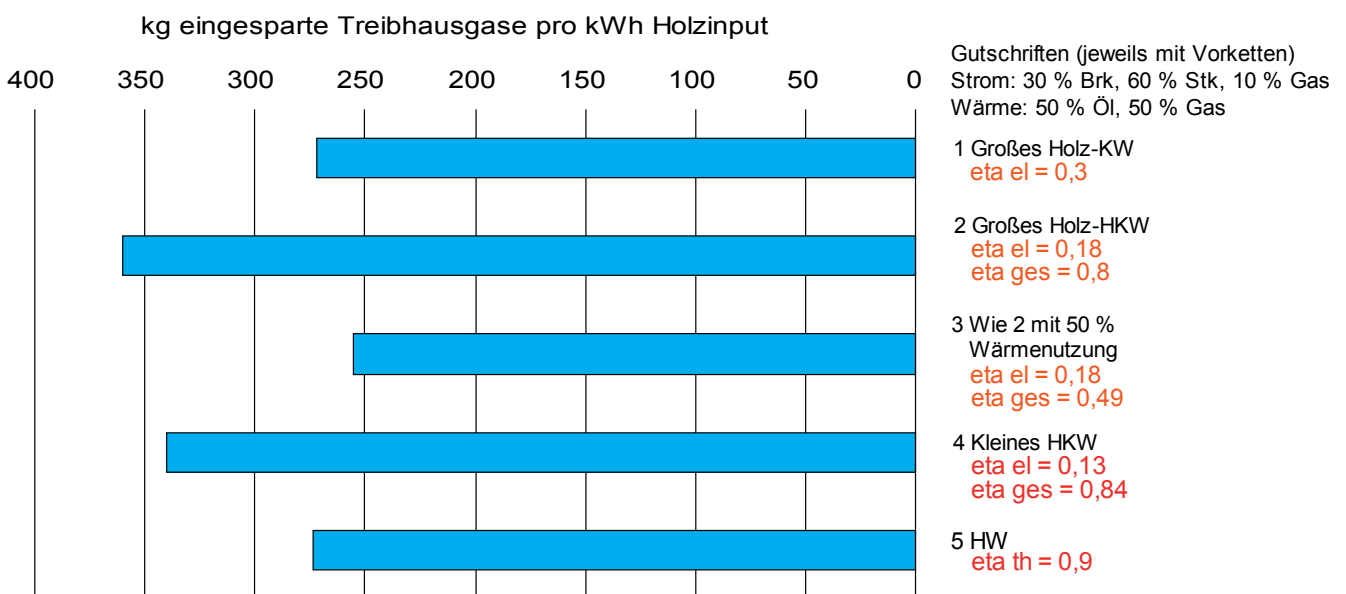


Abbildung 1: Ergebnis Treibhauseffekt energetische Nutzung Altholz

\* Die Stromgutschrift entspricht der nach BMU/ISI vorgegebenen Methode (BMU 2008)

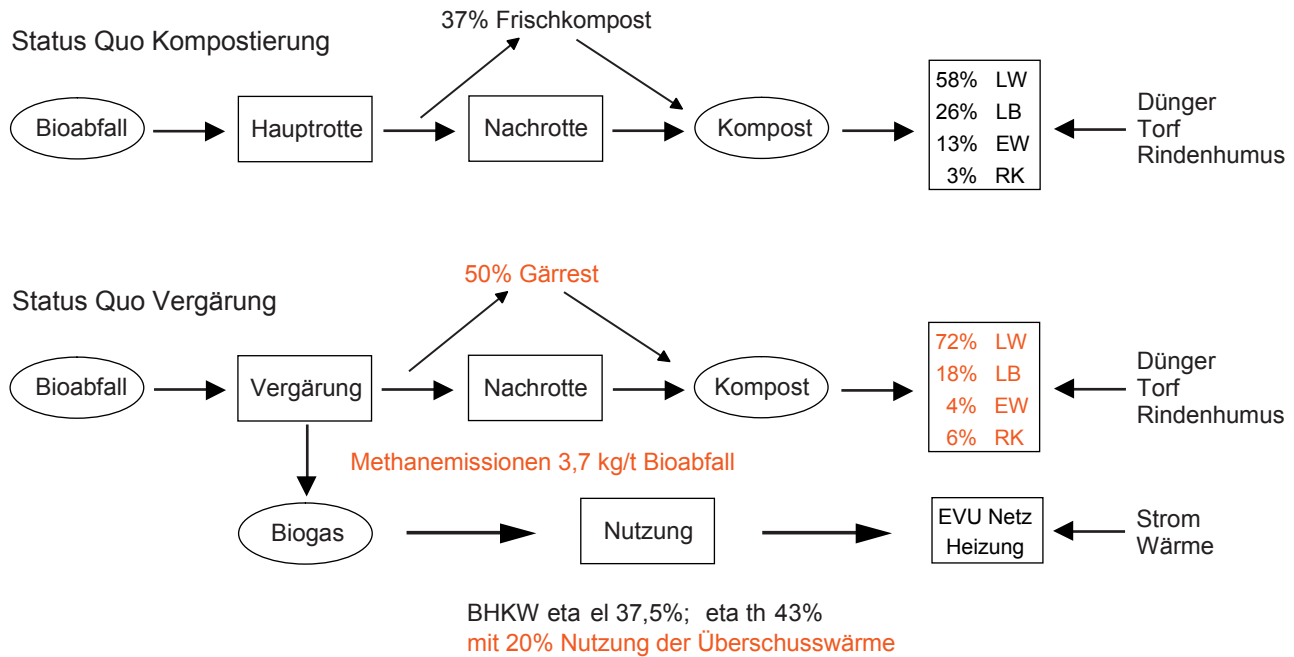


Abbildung 2: Schematischer Lebenswegvergleich für Bioabfall aus Haushalten: Status Quo Kompostierung und Vergärung in Deutschland

Von den jährlich etwa 8 Mio. Tonnen getrennt erfassten Bio- und Gartenabfällen aus Haushalten wäre etwa die Hälfte für eine Vergärung geeignet (v.a. Küchenabfälle). Dies entspricht einem Biogaspotenzial von rund 9 PJ pro Jahr. Die zusätzliche energetische Nutzung von Bioabfall aus Haushalten ist grundsätzlich durch Nachrüstung von bestehenden Anlagen um eine vorgeschaltete Vergärungsstufe möglich. Von den etwa 800 in Deutschland betriebenen Kompostierungsanlagen kämen für eine solche Nachrüstung 220 bis 250 Anlagen in Frage. Dabei handelt es sich vorwiegend um Anlagen, die bereits einen bestimmten Grad der Technisierung aufweisen und mindestens 10.000 t/a verarbeiten.

Abbildung 2 zeigt die schematischen Verfahrensfliessbilder für den Status Quo der Behandlung von Bioabfällen über Kompostierung oder Vergärung. Für die Vergärung darin rot markiert sind die Aspekte, für die ein deutliches Optimierungspotenzial besteht, das im Weiteren aufgezeigt wird (Abbildung 4). Die erzeugten Komposte – bei der aeroben Behandlung anteilig 37 % Frischkompost, bei der anaeroben anteilig 50 % entwässerter Gärrest – werden in Deutschland überwiegend in der Landwirtschaft (LW) eingesetzt, daneben auch im Garten- und Landschaftsbau und Hobbygartenbau (LB), Erwerbsgartenbau (EW) und ansonsten zur Rekultivierung (RK).

Abbildung 3 zeigt das Ergebnis der Treibhausgasbilanzierung für den Vergleich Kompostierung – Vergärung im Status Quo. Dargestellt sind die Belastungen (Balken nach rechts) und Gutschriften (Balken nach links) nach Sektoren und das resultierende Nettoergebnis (Saldo). Die Emissionen aus der Anlage bei der Vergärung sind zu knapp 70 % durch Methanemissionen der Nachrotte bedingt (Messergebnisse gewitra 2008). Diese liegen um den Faktor 3-5 höher als bei der rein aeroben Behand-

lung. Bei der Kompostierung machen die Methanemissionen aus der Anlage nur 30 % aus. Weitere rund 30 % sind Lachgasemissionen und knapp 40 % Kohlendioxidemissionen für die Bereitstellung von Strom zur Deckung des Energiebedarfs der Kompostierung. Die höheren Belastungen durch die Ausbringung bei der Vergärung im Status Quo sind durch die 50 % direkt angewandten Gärreste bedingt. Für diese wurde für die weitere Stabilisierung der gleiche Emissionsfaktor unterstellt wie für die Nachrotte bei Erzeugung von kompostiertem Gärrest. Dieser Ansatz erscheint gerechtfertigt, da zu vermuten ist, dass das Methan im Gärrest gelöst vorliegt und nach Austrag aus dem Fermenter unabhängig von der weiteren Behandlungsart freigesetzt wird. Auch für die anteilig direkt angewandten Frischkomposte wird ein weiterer biologischer Abbau auf dem Feld unterstellt, ebenfalls in der Größenordnung der ansonsten stattfindenden Nachkompostierung. Da nur 37 % als Frischkompost vermarktet werden und der Methanemissionsfaktor der Kompostierung deutlich geringer ist, fallen die Belastungen der Ausbringung bei der Kompostierung im Vergleich geringer aus.

Gutschriften werden bei der Kompostierung zum einen für die Anwendung in der Landwirtschaft erzielt („Gutschrift Dünger“), zum anderen für die Anwendung im Gartenbau („Gutschrift Kompost“), wo entsprechend dem Organikgehalt der Komposte Torf und Rindenhumus ersetzt werden. Da die Komposte aus der Vergärung zu einem geringeren Anteil im Gartenbau eingesetzt werden und zudem der Organikgehalt etwas niedriger liegt, wird gegenüber den aerob erzeugten Komposten eine geringere „Gutschrift Kompost“ erzielt. Dennoch erreicht die Vergärung im Gegensatz zur Kompostierung aufgrund der Gutschrift für die erzeugte Energie eine Treibhausgaseinsparung. Die Stromgutschrift entspricht der BMU-Methode (BMU 2008) für

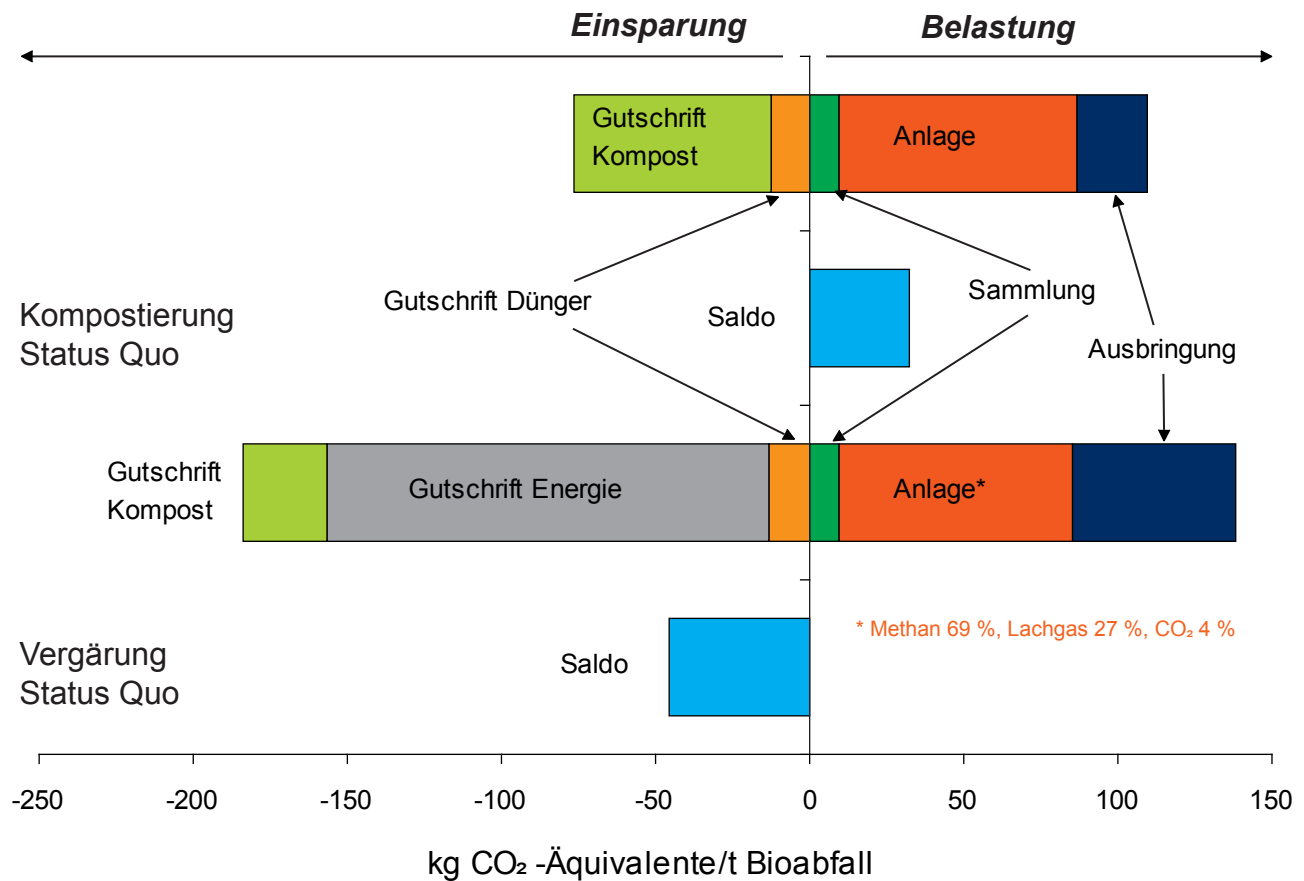


Abbildung 3: Ergebnis Treibhauseffekt Status Quo Kompostierung und Vergärung von Bioabfall aus Haushalten

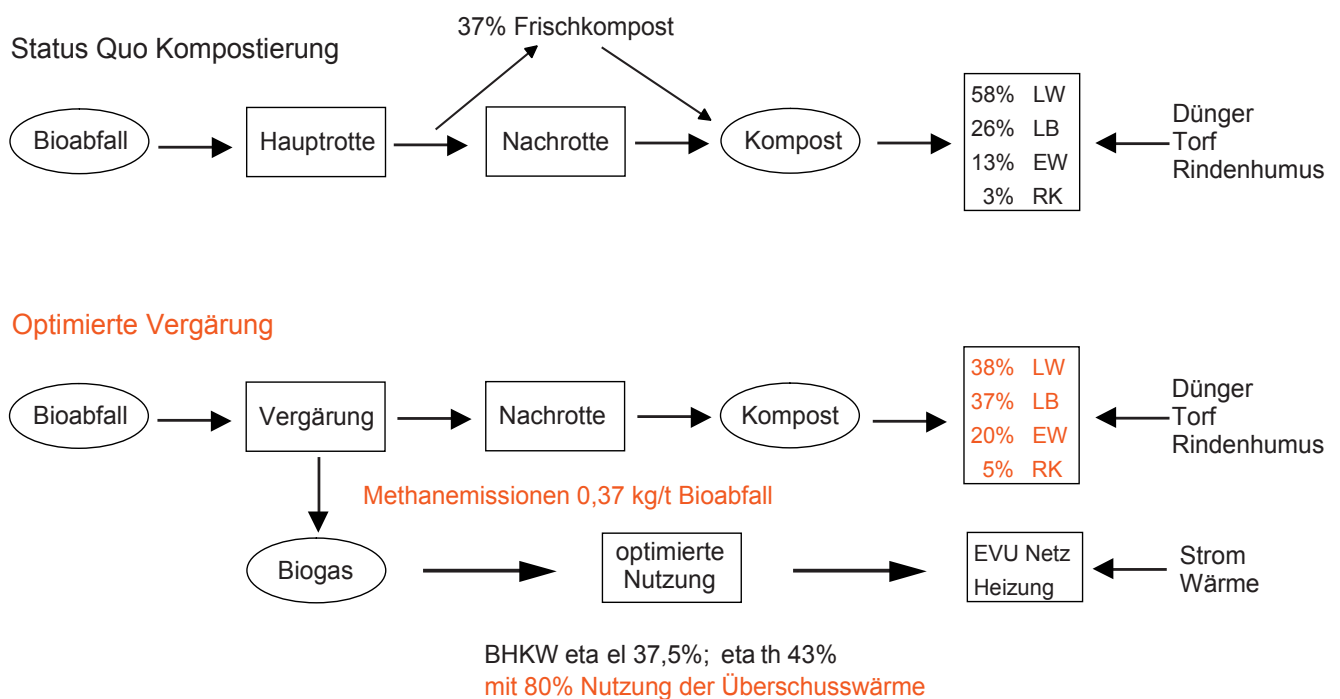


Abbildung 4: Schematischer Lebenswegvergleich für Bioabfall aus Haushalten: Status Quo Kompostierung und optimierte Vergärung

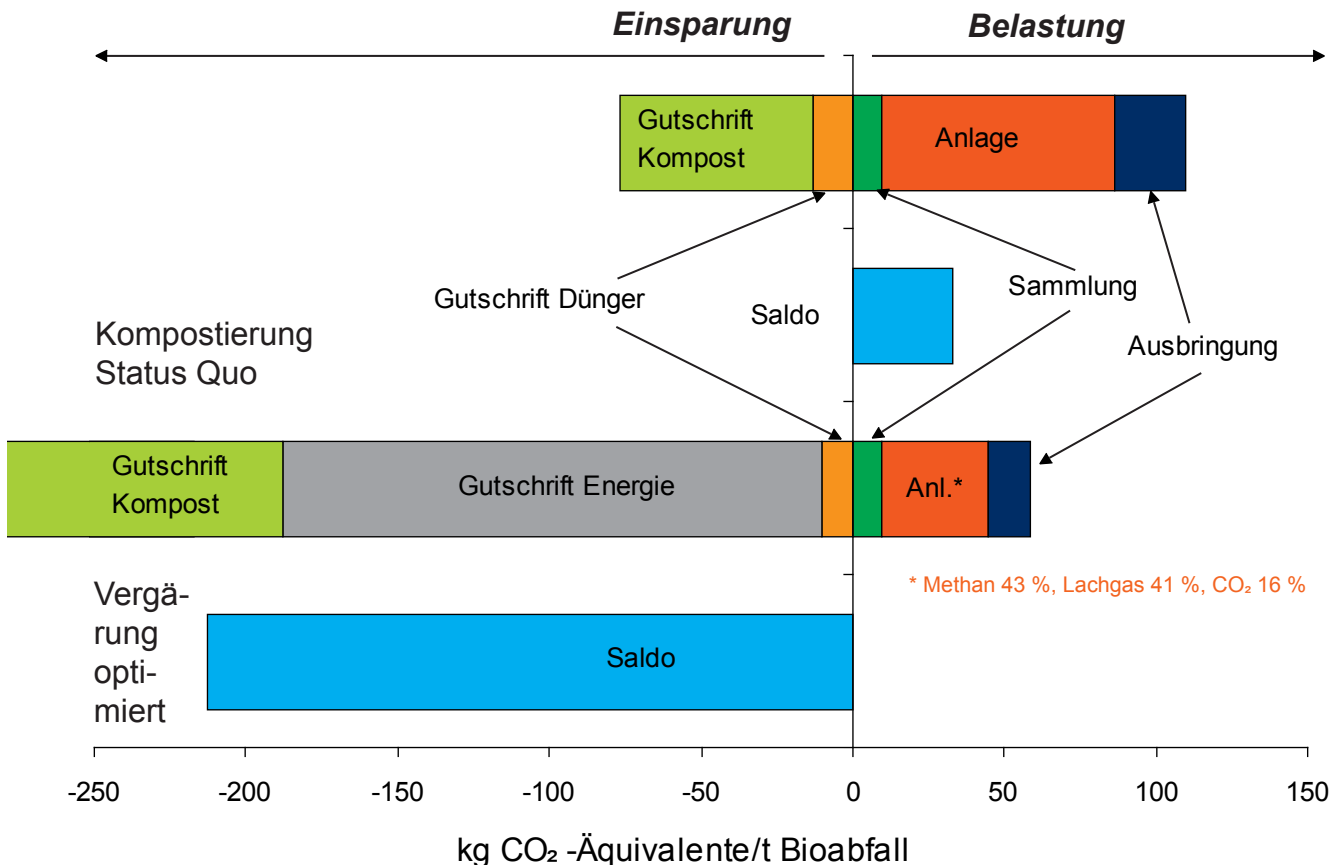


Abbildung 5: Ergebnis Treibhauseffekt Status Quo Kompostierung und optimierte Vergärung von Bioabfall aus Haushalten

Biogas (70 % Steinkohle, 30 % Gas), für die Wärmegutschrift wurde die Substitution durchschnittlicher Haushaltswärme angesetzt (50 % Heizöl, 50 % Gas). Allerdings lassen sich gegenüber dem dargestellten Status Quo der Vergärung durch Optimierungen der kombinierten stofflichen und energetischen Nutzung noch deutlich höhere Treibhausgaseinsparungen erreichen wie im Weiteren gezeigt wird.

Für die in Abbildung 4 schematisch dargestellte optimierte Vergärung wurde angenommen, dass geeignete Maßnahmen zur Reduktion der Methanemissionen aus der Nachrotte ergriffen werden (Minderung 90 %). Dies kann z.B. durch eine gezielte Aerobisierung des Gärrestes vor der Nachrotte und Nutzung der Abluft im BHKW erreicht werden. Für das erzeugte Biogas wird eine optimierte Energieausnutzung unterstellt mit der Annahme, dass 80 % statt nur 20 % der Überschusswärme genutzt werden können. Zudem wird im Sinne des EEG 2009 generell von einer Nachkompostierung und Erzeugung kompostierter Gärreste ausgegangen. Deren Anwendung wurde analog der Vermarktung von Fertigungskompost angenommen.

In Abbildung 5 ist das Ergebnis der Treibhausgasbilanz für die optimierte Vergärung dargestellt. Die Kompostierung im Status Quo ist darin unverändert. Die optimierte Vergärung weist eine deutlich höhere Nettoeinsparung an Treibhausgasen auf. Dies bedingt durch die geringeren Belastungen (90 % geringere Methanemissionen Nachrotte, keine Methanemissionen Anwendung kompostierter Gärreste) und durch die höheren Gutschriften (höhere Wärmenutzung, höhere Substitution von Torf und Rindenhumus durch die vermehrte Anwendung im Gartenbau).

Hinsichtlich weiterer Umweltwirkungen wie Einsparung fossiler Ressourcen oder durch Ammoniak bestimmte Wirkungen (Versauerung, Überdüngung, PM10-Risiko) ist die optimierte Vergärung gegenüber dem Status Quo der Kompostierung ebenfalls durchweg vorteilhaft.

Im Fazit des ökobilanziellen Vergleichs von Kompostierung und Vergärung zeigt sich, dass durch die zusätzliche Vergärung eine Treibhausgaseinsparung erreicht werden kann. Diese sollte aber möglichst unter optimierten Randbedingungen erfolgen. Gegenüber dem Status Quo der Vergärung lässt sich u.a. durch Minderungsmaßnahmen bzgl. der Methanemissionen aus der Nachrotte die Treibhausgasbelastung aus der Vergärung um 60 % reduzieren. Umgekehrt kann die Gutschrift durch optimierte Kompostanwendung und Wärmenutzung um 50 % gesteigert werden.

## Schlussfolgerungen

Gegenüber Anbaubiomasse haben Abfälle und Reststoffe den Vorteil, dass für ihre Bereitstellung keine oder kaum Aufwendungen anfallen und keine Flächenkonkurrenzen zu befürchten sind. Es besteht weiterhin ein nennenswertes Biomassepotenzial aus Abfällen und Reststoffen. Inwiefern deren Erschließung für eine bestimmte stoffliche oder energetische Nutzung ökologisch vorteilhaft ist, muss sich im ökologischen Vergleich miteinander und mit der Ist-Situation bemessen.

Am Beispiel Altholz zeigt die Treibhausgasbilanz, dass eine energetische Nutzung von Altholz vorzugsweise in wärmegeführten HKW mit möglichst hohem anteiligen Stromwirkungsgrad bei einem Gesamtwirkungsgrad von mindestens 80 % erfolgen sollte.

Das Beispiel Bioabfall aus Haushalten zeigt, dass sich eine kombinierte energetische und stoffliche Nutzung gegenüber einer rein stofflichen Nutzung ökologisch vorteilhaft darstellt. Gegenüber einer Vergärung im Status Quo, die durch aktuelle Mess- und statistische Daten geprägt ist, besteht ein großes Optimierungspotenzial. Insbesondere in Anbetracht der um den Faktor 3-5 höheren Methanemissionen aus der Nachrotte der Gärreste, sind hier dringend Minderungsmaßnahmen angeraten bzw. sollten weitere Messungen durchgeführt werden, in denen verschiedene Anlagentechniken untersucht und geeignete Minderungsmaßnahmen identifiziert werden.

Die Optimierung der energetischen Nutzung durch vollständige Wärmenutzung ist häufig schwer realisierbar, da sich in der Regel keine entsprechenden Abnehmer finden. Hier können Nahwärmenetze, Mikrogasnetze oder evtl. auch die Aufbereitung und Einspeisung ins Erdgasnetz Lösungen bieten. Die Optimierung, die durch die verstärkte Vermarktung im Gartenbau und dadurch erfolgende Substitution von Torf und Rindenhumus erfolgt, steht im Grundsatz auch der reinen Kompostierung offen.

## Literatur

BMU 2008: Erneuerbare Energien in Zahlen – nationale und internationale Entwicklung. Stand Juni 2008

gewitra 2008: Bestimmung von gasförmigen Emissionen aus Bioabfallbehandlungsanlagen; laufendes Projekt der Fa. gewitra; im Auftrag des Umweltbundesamtes

Scholwin et al. 2008: Scholwin, F., Thrän, D., Daniel, J., Schreiber, K., Witt, J., Schumacher, B., Jahraus, B., Klinski, S., Vetter, A., Beck, J., Scheffelowitz, M.: Anschlussvorhaben zum Monitoring zur Wirkung des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG) auf die Entwicklung der Stromerzeugung aus Biomasse. Verbundvorhaben des Instituts für Energetik und Umwelt (IE) gGmbH et al. im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), 2008

Scholwin et al. 2007: Scholwin, F., Daniel, J., Paterson, M.: Biogaserzeugung durch Trockenvergärung von organischen Rückständen, Nebenprodukten und Abfällen aus der Landwirtschaft. Teilbericht 2: Erhebung der mit Trockenfermentationsverfahren erschließbaren energetischen Potenziale in Deutschland, Vergleichende ökonomische und ökologische Analyse landwirtschaftlicher Trockenfermentationsanlagen, Endbericht; Forschungsvorhaben im Auftrag der Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe, FKZ 22011701, 2007

# Emissionen bei der stofflichen und energetischen Verwertung von biogenen Abfällen

Dr. Michael Tiedt, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW

## Einleitung

In Nordrhein-Westfalen werden gegenwärtig jedes Jahr 2 Millionen Tonnen Bioabfälle gesammelt und verwertet. Die Verwertung biogener Abfälle folgt seit langer Zeit einem stetig ansteigenden Trend.

Die Verwertung biogener Abfälle erfolgt im Wesentlichen über drei Wege:

- als rein stoffliche Verwertung in Kompostierungsanlagen
- als stoffliche und energetische Verwertung in Vergärungsanlagen
- als rein energetische Verwertung in vorwiegend kleinen und mittleren Feuerungsanlagen.

Daneben werden durchaus erhebliche Anteile der Bioabfälle in hauseigener Kompostierung sowie mit dem Hausmüll in Müllverbrennungsanlagen behandelt.

Bei der Umsetzung der Biomasse aus Abfällen entstehen je nach Verfahrensart unterschiedliche Reststoffe und Emissionen. Die Anlagen zur Behandlung von Bioabfällen unterliegen deshalb ab einer definierten Größenordnung dem Immissionsschutzrecht, das entsprechende Anforderungen an den Betrieb der Anlagen stellt.

Nachfolgend werden die drei Verwertungswege hinsichtlich ihres Verfahrens, ihrer Emissionen und der Techniken zur Emissionsminderung beschrieben.

## Kompostierung

Das Prinzip der Kompostierung beruht auf dem mikrobiellen Abbau der Kohlenstoffverbindungen in einem aeroben Milieu (Rotte). Hauptendprodukte der Umsetzung des Kohlenstoffs sind in diesem Verfahren Kohlenstoffdioxid und Wasser. Die Mikroorganismen benötigen für eine optimale Wirkung eine möglichst große Oberfläche des Bioabfalls, ausreichende Feuchtigkeit sowie eine gute Sauerstoffversorgung, die ein aerobes Milieu sicherstellen kann. Der Bioabfall muss daher vor der Rotte durch Sortierung, Zerkleinerung und Strukturierung entsprechend aufbereitet werden. In der Hauptrotte laufen die Abbauprozesse in einer hohen Intensität und bei relativ hohen Temperaturen ab. In dieser Phase entstehen die stärksten Emissionen von Gerüchen, Bioaerosolen, Ammonium sowie des Treibhausgases Methan. In der anschließenden Nachrotte laufen die Prozesse mit einer geringeren Intensität und Temperatur ab. [15]

Als Maßnahmen zur Minderung der Emissionen in die Atmosphäre sind vorzusehen:

- die Einhausung des Annahme- und Aufbereitungsbereichs und der Verschluss mit einer Torschleuse oder einer Luftschleieranlage,
- die Einhausung der Intensivrotte oder die Abdeckung mit semipermeablen Textilmembranen,
- die Absaugung der Abluft und Behandlung in einem Biofilter,
- die kontrollierte Belüftung offener Mieten und Umsetzung bei günstigen Wetterbedingungen,
- der Schutz der Mieten gegen Wind und Vernässung,
- die ausreichende Dimensionierung und Wartung des Biofilters.

In der typischen Konstellation der Einhausung des Annahmebereichs und der Hauptrotte ist mit den folgenden Emissionen zu rechnen:

Neben Kohlenstoffdioxid entsteht während der Hauptrotte hauptsächlich Methan in einer Menge von ca. 680 g je Tonne Bioabfall (bei einer hohen Schwankungsbreite). Auch bei einer Fassung der Abluft und Ableitung über einen Biofilter kann das Methan dort nur um ca. 10 % reduziert werden, so dass mit einem Austrag von ca. 600 g/t zu rechnen ist. Neben Methan entstehen in beiden Rottephasen auch Ammoniak und Lachgas in relativ geringeren Konzentrationen (je ca. 70g/t). Die Mikroorganismen im Biofilter können den Ammoniakgehalt zwar weitestgehend abbauen; dabei entstehen allerdings weitere Anteile an Lachgas. Über den Biofilter entweichen also hauptsächlich Methan und Lachgas sowie dort neu gebildete Bioaerosole. Weitere Emissionsquellen sind die typischerweise offene Nachrotte, aus der Gerüche, Bioaerosole und Lachgas entweichen, sowie die Konfektionierung und das Kompostlager, aus dem Bioaerosole und Staub abgeweht werden können. [5],[13]

Neben den bereits geschilderten technischen Maßnahmen zur Emissionsminderung ist deshalb der ausreichende Abstand zu Wohnbereichen eine wichtige Komponente des umweltverträglichen Betriebs von Kompostierungsanlagen.



Dampfschwaden aus einer Kompostierungsanlage

## Vergärung

Im Gegensatz zur Kompostierung beruht das Prinzip der Vergärung auf dem mikrobiellen Abbau der Kohlenstoffbestandteile in einem anaeroben Milieu. Ursprünglich für die Erzeugung von Biogas aus Gülle und Mist aus der Landwirtschaft konzipiert, eignet sich diese Technik in gleicher Weise für die Behandlung biogener Abfälle, um auch aus diesen Biogas zu erzeugen. Hauptbestandteil und Energieträger des Biogases ist Methan, das aus dem anaeroben Abbau der Kohlenstoffverbindungen entsteht. Die Vergärung erfolgt typischerweise in einem abgeschlossenen Gärbehälter unter Zugabe von Flüssigkeit. Das Gärgut muss vorher durch Sortierung und Zerkleinerung für den Gärprozess vorbereitet werden. Nach der Vergärung liegen neben dem Biogas hauptsächlich die Gärflüssigkeit sowie der Gärrückstand vor. Die Gärflüssigkeit wird zu einem großen Teil wieder in die Vergärung zurückgeführt; der Rest wird als Abwasser verwertet oder entsorgt. Der Gärrest wird in der Regel in einer aeroben Nachbehandlung (Nachrotte) zu einem Kompost aufbereitet.

Die technischen Maßnahmen zur Emissionsminderung ähneln denen bei der Kompostierung.

- Der Annahmehbereich soll eingehaust sein, um die dort entstehenden Emissionen von Geruch, Staub und Bioaerosolen zu unterbinden.
- Der eigentliche Gärprozess ist mit Ausnahme ggf. bestehender Undichtigkeiten emissionsfrei.
- Die Nachrotte läuft aufgrund der anaeroben Vorstufe mit deutlich höheren Emissionen ab. Deshalb ist dieser Bereich grundsätzlich einzuhausen und die Abluft zu behandeln.

- Die Behandlung der Abluft aus dem Annahmehbereich und der Nachrotte wird typischerweise über einen Biofilter vollzogen. Der Abluftreinigung sollte ein Wäschervorgeschaltet werden, der das Ammoniak abscheidet.

In einer typischen Vergärungsanlage in der oben beschriebenen Ausprägung ist mit den folgenden Emissionen zu rechnen:

In der Vergärungsstufen entstehen hauptsächlich die Gase Methan, Ammoniak, Kohlenstoffdioxid und Schwefelwasserstoff. Je Tonne eingesetzten Bioabfalls entstehen ca. 100 m<sup>3</sup> Biogas [17]. Das Biogas wird im Gärbehälter gefasst und - ggf. nach Aufbereitung - z.B. in einem Blockheizkraftwerk verbrannt. In

der Nachrotte werden die in den Poren verbliebenen Anteile an Methan und Ammoniak freigesetzt. Aus dem Ammoniak entsteht durch biologische Umsetzungsprozesse auch Lachgas. Daneben werden Gerüche und Bioaerosole freigesetzt. Die Abluft der Nachrotte muss deshalb ebenfalls behandelt werden. Die mikrobielle Umsetzung der Bestandteile der Abluft führt zu ähnlichen Ergebnissen wie bei der Nachrotte in Kompostierungsanlagen. Wichtig ist dabei, den Ammoniakgehalt vor dem Biofilter zu eliminieren, um die Produktion des stark klimaschädlichen Lachgases im Biofilter zu verhindern.

Bei der Verbrennung des Biogases entstehen weitere Emissionen. Die Hauptbestandteile des Abgasstroms sind neben Kohlenstoffdioxid die Gase Kohlenmonoxid, Stickoxide, Schwefeloxide und Formaldehyd. Für diese Bestandteile sind über das Immissionsschutzrecht gesetzliche Grenzwerte festgelegt. Insbesondere die Einhaltung des Parameters Formaldehyd bereitet dabei regelmäßig Probleme. Dieser wird zukünftig voraussichtlich verschärft werden, da Formaldehyd als krebserregend eingestuft wird. Die folgende Tabelle gibt einen Überblick über die derzeit geltenden Abgasgrenzwerte. Die Grenzwerte können dabei zum Teil je nach Bauart und Größe des Gasmotors variieren.

| Gas                           | Grenzwert in g/m <sup>3</sup> |
|-------------------------------|-------------------------------|
| Kohlenmonoxid CO              | 0,65 – 2                      |
| Stickoxide NO <sub>x</sub>    | 0,5 – 1                       |
| Schwefeloxide SO <sub>x</sub> | 0,35                          |
| Formaldehyd                   | 0,06                          |

Tabelle 1: Emissionsgrenzwerte bei der Verbrennung von Biogas

Ein weiterer Emissionspfad ist das überschüssige Abwasser, das hoch mit organischen Bestandteilen belastet ist. Diese organischen Bestandteile können für Düngezwecke genutzt werden, in dem das Abwasser als Flüssigdünger weiterverwendet wird. Sofern diese Nebennutzung nicht möglich ist, ist das Abwasser biologisch zu behandeln [20].

## Verbrennung

Die Verbrennung stellt nur für einen Teil der anfallenden Bioabfälle einen sinnvollen Verwertungsweg dar. Aufgrund des hohen Wassergehalts und damit geringen Heizwerts eignen sich die Abfälle aus der Biotonne sowie Laub und Grünschnitt nicht für die unmittelbare Verbrennung. Dagegen stellen die holzigen Abfälle aus dem Rückschnitt von Gehölzen sowie insbesondere Altholz aus Holzverarbeitungsprozessen (Sägespäne) einen geeigneten Brennstoff dar. Hackschnitzel und Holzpellets finden seit einigen Jahren auch im häuslichen Bereich einen guten Absatz, um in Kaminen, Heizungsanlagen oder Blockheizkraftwerken verwertet zu werden. Neben diesen Kleinfeuerungsanlagen wird Altholz auch in mittleren und Großfeuerungsanlagen als Brennstoff genutzt.

Die technischen Maßnahmen zur Emissionbegrenzung variieren dabei ebenso mit der Größe der Verbrennungsanlagen wie die gesetzlichen Anforderungen an die Abgasqualität. Während für sehr kleine Feuerungsanlagen im häuslichen Bereich (bis 15 kW Nennwärmeleistung) keine Emissionsgrenzwerte bestehen, müssen sich Großfeuerungsanlagen den strengen Anforderungen der 13. Bundes-Immissionsschutzverordnung (13. BImSchV) unterziehen. Die Anlagen der mittleren Größe werden nach den Anforderungen der 1. BImSchV oder der TA Luft behandelt. [2],[3],[4],[24]



Biofilter vor Vergärungsanlage

Der Abgasstrom enthält neben Kohlenstoffdioxid insbesondere Staub, Kohlenmonoxid, Stickoxide und Schwefeldioxid. Der Staub besteht aus den in der Abluft fort getragenen Feststoffen. Die problematische Feinstaubfraktion hat hieran einen besonders hohen Anteil von 80-100%. Maßnahmen zur Verringerung der Staubemissionen bestehen hauptsächlich in der Filtertechnik zur Abgasreinigung. Zyklone zur Schwerkrafttrennung kommen hier ebenso zum Einsatz wie Elektrofilter. Stickoxide werden hauptsächlich über die Optimierung des Brenners begrenzt. Nur bei sehr großen Kraftwerken kommen Entstickungsstufen in der Abgasreinigung in Betracht. Auch die Emissionen an Kohlenmonoxid und polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) lassen sich über die Optimierung des Brennprozesses minimieren, die dann auch die Entstehung von Gerüchen minimiert.

Die folgende Tabelle gibt einen Überblick über die Höhe der zulässigen Emissionsgrenzwerte. Einzelne Grenzwerte hängen von der Größe der Anlage und der Art der eingesetzten Verbrennungstechnik ab und sind in der Tabelle mit einer Spannweite wiedergegeben.

| Stoff                         | Kleinfeuerungsanlagen         |                               | mittlere und große Feuerungsanlagen |                               |
|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------|
|                               | 1. BImSchV                    |                               | TA Luft                             | 13. BImSchV                   |
|                               | < 15 kW                       | 15 kW – 1 MW                  | 1 – 50 MW                           | > 50 MW                       |
| Grenzwert [g/m <sup>3</sup> ] | Grenzwert [g/m <sup>3</sup> ] | Grenzwert [g/m <sup>3</sup> ] | Grenzwert [g/m <sup>3</sup> ]       | Grenzwert [g/m <sup>3</sup> ] |
| Kohlenmonoxid                 | kein Grenzwert                | 0,5 – 4,0                     | 0,15                                | 0,15 – 0,25                   |
| Stickoxide                    | kein Grenzwert                | kein Grenzwert                | 0,25                                | 0,2 – 0,5                     |
| Schwefeldioxid                | kein Grenzwert                | kein Grenzwert                | (0,35)                              | 0,2 – 0,35                    |
| Staub                         | kein Grenzwert                | 0,15                          | 0,02 – 0,1                          | 0,02 – 0,03                   |
| Kohlenstoff gesamt            | kein Grenzwert                | kein Grenzwert                | 0,01                                | 0,01                          |

Die Grenzwerte stellen jeweils Tagesmittelwerte dar. Für belastetes Altholz gelten die Anforderungen der 17. BImSchV.

Tabelle 2: Emissionsgrenzwerte bei der Verbrennung von biogenen Abfällen

## Feste Rückstände

Sowohl bei der Kompostierung als auch bei der Vergärung (mit anschließender Nachbehandlung des Gärrückstandes) entsteht als festes Produkt ein Kompost, der für Zwecke der Düngung und Bodenverbesserung genutzt wird. Aus der Vergärung entsteht dabei deutlich weniger Kompost als aus der reinen Kompostierung, da hier ein höherer Umsetzungsgrad von Kohlenstoff zu Biogas erreicht wird. Der Kompost aus Vergärungsanlagen weist dabei einen deutlich höheren Anteil löslichen Stickstoffs auf, der den Pflanzen als Dünger zur Verfügung steht. Die Belastung der Komposte mit Salzen und Schwermetallen ist vergleichbar [6]. Die Grenzwerte der Bioabfallverordnung für Schwermetalle können in der Regel sicher eingehalten werden. Die folgende Tabelle gibt einen Eindruck typischer Werte für die beiden Kompostvarianten [6].

|                      | Direkt-Kompost | Kompost aus Gärrückstand |
|----------------------|----------------|--------------------------|
| Menge je t Input     | 400 kg         | 230 kg                   |
| Stickstoff (löslich) | 0,5 kg/t       | 3–4 kg/t                 |
| Salze                | 8.000 mg/l     | 6.000 mg/l               |
| Cadmium Cd           | 0,28 mg/kg     | 0,30 mg/kg               |
| Kupfer Cu            | 52,8 mg/kg     | 49,3 mg/kg               |
| Chrom Cr             | 22,1 mg/kg     | 18,7 mg/kg               |
| Blei Pb              | 52,3 mg/kg     | 51,1 mg/kg               |
| Nickel Ni            | 15,2 mg/kg     | 14,2 mg/kg               |
| Quecksilber Hg       | 0,28 mg/kg     | 0,30 mg/kg               |

Tabelle 3: Beschaffenheit von Kompost aus der Kompostierung und der Vergärung

Aus der Verbrennung entsteht dagegen eine deutlich geringere Menge fester Rückstände in Form der Rostasche, der Zyklonasche und des Filterstaubes. Diese Rückstände sind allerdings auf Grund der hohen Konzentration der enthaltenen Schwermetalle problematischer. Insbesondere die Zyklonasche und der Filterstaub weisen so hohe Schwermetallkonzentrationen auf, dass eine Verwendung als Düngemittel in der Landwirtschaft oder im Gartenbau ausscheidet. Eine Rückführung zur Bodenschutzkalkung in Wäldern ist dagegen in geringer Dosierung möglich. [23], [22]

## CO<sub>2</sub>-Bilanz

Ein Vergleich der drei hier betrachteten Verwertungstechnologien hinsichtlich ihres Beitrages zur Minderung des CO<sub>2</sub>-Ausstoßes ist schwierig. Die drei Verfahren dienen unterschiedlichen Zwecken und arbeiten im Regelfall mit unterschiedlichen Inputmaterialien.

Bezüglich der Umsetzung des in der Biomasse gebundenen Kohlenstoffs in Kohlenstoffdioxid verhalten sich alle drei Verfahren klimaneutral, da das Kohlenstoffdioxid in den Naturkreislauf zurückkehrt. Nicht neutral sind die folgenden Faktoren:

- Für die Behandlung der Bioabfälle muss Energie aufgewendet werden, die zu CO<sub>2</sub>-Emissionen - mitunter an anderer Stelle - führt.
- Soweit die Kohlenstoffverbindungen in den Umsetzungsprozessen nicht zu CO<sub>2</sub> sondern zu deutlich stärker klimaschädlichen Gasen gewandelt werden, wird die Klimabilanz belastet. So weist Methan gegenüber Kohlenstoffdioxid eine 21-fache Klimarelevanz auf, Lachgas sogar eine 300-fache.
- Soweit durch die energetische Nutzung des Kohlenstoffanteils an anderer Stelle fossile Brennstoffe eingespart werden, entstehen entsprechende positive Beiträge zur CO<sub>2</sub>-Bilanz.
- Bei der stofflichen Verwertung der Biomasse wird ein Teil des Kohlenstoffs in relativ beständige Humusverbindungen eingelagert. Diese langfristige Einlagerung währt aber nicht ewig, sondern verliert sich nach ca. 50 Jahren. Dieser Effekt wird in der Bilanz nicht berücksichtigt. [14]
- Der Einsatz von Kompost kann Torf ersetzen und damit den Abbau von Torf aus Moorflächen vermeiden helfen. Der Abbau von Torf gilt als hoch klimaschädlich, weil durch die vorangehende Entwässerung und die dann eintretenden biologischen Umsetzungsprozesse in erheblichen Mengen das Treibhausgas Methan freigesetzt wird. Die Nutzung des Torfs führt weiter zur Freisetzung des gebundenen Kohlenstoffs.

In der Summe der positiven und negativen Einflüsse auf die CO<sub>2</sub>-Bilanz stellen sich die drei Verfahren überschläglich wie folgt dar.

## Kompostierung

Die Kompostierung übt sowohl in positiver als auch in negativer Hinsicht relativ geringe Einflüsse auf die CO<sub>2</sub>-Bilanz aus. Im Vergleich zu den beiden anderen Technologien treten hier weder große positive (Substitution von Brennstoffen) noch große negative (Emissionen) Beiträge zur CO<sub>2</sub>-Bilanz auf. Den relativ geringen klimaschädlichen Methan- und Lachgasemissionen stehen ebenfalls relativ geringe CO<sub>2</sub>-Einsparungen bei der Herstellung von Dünger und unter Umständen bei der Gewinnung von Torf gegenüber. Im günstigen Fall gleichen die positiven Beiträge die negativen Beiträge aus. [5], [12], [16]

## Vergärung

Die Vergärungstechnik kann zu relativ starken Emissionen der Klimagase Methan und Lachgas führen und damit die CO<sub>2</sub>-Bilanz deutlich stärker belasten als die Kompostierung. Allerdings kann dieser negative Beitrag durch die CO<sub>2</sub>-Einsparungen an fossilen Energieträgern ausgeglichen werden. Dem gegenüber geringer ins Gewicht fallen die CO<sub>2</sub>-Einsparungen aus der Substitution von Düngemitteln. In der Summe entsteht ein geringer positiver Beitrag zur CO<sub>2</sub>-Bilanz. [5],[12],[16],[17]

## Verbrennung

Unter der Prämisse, dass nur geeignete Bioabfälle der Verbrennung zugeführt werden, die sich aus relativ trockenen, holzigen Bestandteilen zusammensetzen sollten, kann die Verbrennung einen hohen positiven Beitrag zur CO<sub>2</sub>-Bilanz beisteuern. Die Substitution fossiler Brennstoffe schlägt durch die hohe Energieausbeute stark ins Gewicht. Allerdings können die energetischen Aufwendungen zum Transport und zur Vorbehandlung des Brennstoffes stark variieren. In der Summe überwiegen die CO<sub>2</sub>-Einsparungen aber deutlich. [12]

## Fazit

Die Kompostierung, die Vergärung und die Verbrennung biogener Abfälle weisen deutliche Unterschiede in ihrer Technologie auf, die sich auch in den Emissionen widerspiegeln. Jede der drei Technologien hat ihre Tücken, die in der öffentlichen Wahrnehmung bisweilen ausgeblendet sind. Jede der drei Technologien hat aber auch eindeutig positive Wirkungen auf die Schonung natürlicher Ressourcen. Welches Verfahren das richtige ist, muss im Wesentlichen anhand der zu behandelnden Abfälle entschieden werden. Wichtig ist die richtige Zuordnung der verschiedenen Bioabfälle in die geeignete Verwertungstechnik. Dann haben alle drei Technologien ihren berechtigten Platz in der Verwertung biogener Abfälle.

## Literatur

- [1] Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden – Bioabfallverordnung (BioAbfV) vom 21.9.1998, BGBl. I
- [2] Erste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen – 1. BImSchV) vom 14.3.1997, BGBl. I
- [3] Dreizehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Großfeuerungsanlagen – 13. BImSchV) vom 20.7.2004, BGBl. I

[4] Siebzehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Verbrennungsanlagen für Abfälle und ähnliche brennbare Stoffe – 17. BImSchV) vom 23.11.1990, BGBl. I

[5] Cuhls, Mähl: Methan-, Ammoniak- und Lachgasemissionen aus der Kompostierung und Vergärung – Technische Maßnahmen zur Emissionsminderung in: Bio- und Sekundärrohstoffverwertung III, Fachbuchreihe Abfall-Wirtschaft des Witzenhausen-Instituts für Abfall, Umwelt und Energie, Bio- und Sekundärrohstoffverwertung III, Witzenhausen, 2008

[6] Dube: Integration einer Vergärungsanlage in eine Kompostierungsanlage zur Verarbeitung von Bioabfällen in: Bio- und Restabfallbehandlung IX, Fachbuchreihe Abfall-Wirtschaft des Witzenhausen-Instituts für Abfall, Umwelt und Energie, Witzenhausen, 2005

[7] Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (Düngemittelverordnung – DüMV) vom 16.12.2008, BGBl. I

[8] DWA: Co-Vergärung in kommunalen Klärschlammfaulbehältern, Abfallvergärungsanlagen und landwirtschaftlichen Biogasanlagen, Merkblatt DWA-M 380, Hennef, 2008

[9] EPEA Internationale Umweltforschung, VHE: Ökologisches Leistungsprofil von Verfahren zur Behandlung von biogenen Reststoffen, Hamburg, 2008

[10] Fehrenbach, Giegrich, Möhler: Behandlungsalternativen für klimarelevante Stoffströme, Forschungsbericht 205 41 300 UBA-FB 00955, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, 2007

[11] Gottschall, Kranert, Hafner, Bruns, Schiere, Seibel: Ökologischer und ökonomischer Vergleich der stofflichen und energetischen Nutzung von Grünabfällen in: Bio- und Sekundärrohstoffverwertung III, Fachbuchreihe Abfall-Wirtschaft des Witzenhausen-Instituts für Abfall, Umwelt und Energie, Bio- und Sekundärrohstoffverwertung III, Witzenhausen, 2008

[12] Gottschall, Kranert: Stoffliche und energetische Grünabfallverwertung – Vergleich von Primärressourceneinsatz und CO<sub>2</sub>-Bilanz in: VKS-News, 131. Ausgabe, Köln, 2009

[13] Hofmann u.a.: Erfassung von luftgetragenen kultivierbaren Mikroorganismen aus Kompostierungsanlagen – Emission und Immission in: Stand von Wissenschaft, Forschung und Technik zu siedlungshygienischen Aspekten der Abfallentsorgung und -verwertung, Band 30, Schriftenreihe der Kommission Reinhaltung der Luft (KRDL) im VDI und DIN, 1999

[14] Kauth, Widmann: Kohlenstoffeinbindung in Böden durch Aufbringung von Kompost in: VKS-News, 131. Ausgabe, Köln, 2009

- [15] Kern: Grundsätze und Systematik des Verfahrensvergleichs von Kompostierungssystemen in: Biologische Abfallbehandlung, Veröffentlichungen des Fachgebietes Abfallwirtschaft und Recycling in der Universität Kassel, Witzenhausen, 1993
- [16] Kern: Integriertes Stoffstrommanagement für Bio- und Grünabfälle in Hessen in: Bio- und Sekundärrohstoffverwertung III, Fachbuchreihe Abfall-Wirtschaft des Witzenhausen-Instituts für Abfall, Umwelt und Energie, Bio- und Sekundärrohstoffverwertung III, Witzenhausen, 2008
- [17] Kern, Wiemer: Grundlagen und Verfahren der Vergärung von Bioabfällen – Leitfaden Bioabfallvergärung Baden-Württemberg in: Bio- und Restabfallbehandlung, Fachbuchreihe Abfall-Wirtschaft des Witzenhausen-Instituts, Witzenhausen, 1997
- [18] Kluge: Gärprodukte und Komposte im Vergleich – Düngewirkung und Humusbildung in: Bio- und Sekundärrohstoffverwertung III, Fachbuchreihe Abfall-Wirtschaft des Witzenhausen-Instituts für Abfall, Umwelt und Energie, Bio- und Sekundärrohstoffverwertung III, Witzenhausen, 2008
- [19] INFA, LASU, IUSE: Ressourcen- und Klimaschutz in der Siedlungsabfallwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen – Zukünftige Potenziale und Entwicklungen – Schlussbericht (Entwurf), 2008
- [20] Loll: Sickerwasser aus Kompostierungs- und Anaerobanlagen in: Bio- und Restabfallbehandlung II, Fachbuchreihe Abfall-Wirtschaft des Witzenhausen-Instituts für Abfall, Umwelt und Energie, Witzenhausen, 1998
- [21] Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW: Abfallbilanz Nordrhein-Westfalen für Siedlungsabfälle 2007, Düsseldorf, 2008
- [22] Schicker: Ablagerung von Asche aus der Biomasseverbrennung, Diplomarbeit, Augsburg, 2003
- [23] Stahl, Doetsch: Qualität und Verwertungsmöglichkeiten von Holzaschen aus naturbelassenen Hölzern in: Energie und Umwelt – Beitragsserie, Umweltwissenschaften und Schadstoffforschung, Springer, 2008
- [24] Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) vom 24.7.2002, GMBI. I
- [25] Turk, Koj, Einzmann: Regionale Konzepte zur Biomassennutzung am Beispiel des Landes Hessen in: Müll und Abfall Heft 12, 2008
- [26] VDI: Richtlinie VDI 3475 Blatt 1: 2003-01 Emissionsminderung – Biologische Abfallbehandlungsanlagen – Kompostierung und Vergärung, Anlagenkapazität mehr als 6.000 Mg/a, Beuth-Verlag, Berlin, 2003
- [27] VDI: Richtlinie VDI 3475 Blatt 2: 2005-12 Emissionsminderung – Biologische Abfallbehandlungsanlagen – Kompostierung und Co-Vergärung, Anlagenkapazität bis 6.000 Mg/a, Beuth-Verlag, Berlin, 2005

# Praktische Erfahrungen in der Vergärung von biogenen Abfallstoffen

Dr. Ansgar Fendel und Klaus Höring, REMONDIS Assets & Services GmbH & Co. KG, Lünen

## Einführung

Die Verwertung von biogenen Abfallstoffen stellt heute einen integralen und unverzichtbaren Bestandteil der Kreislaufwirtschaft dar. Biogene Abfallstoffe werden, soweit es sich nicht um Althölzer handelt, zu hochwertigen, gütegesicherten Komposten verarbeitet und sind als Ersatz für mineralische Düngemittel nicht mehr wegzudenken. Die seit einigen Jahren erkannte globale Klimaproblematik hat in den letzten Jahren verstärkt zu der Realisierung von Vergärungsanlagen geführt, die durch die anaerobe Prozessführung Methan für die Energieerzeugung produzieren. Hauptmotivation ist, dass die Energieerzeugung aus biogenem Kohlenstoff zwar nicht CO<sub>2</sub>-frei ist, aber als klimaneutral eingestuft wird und unter das EEG gestellt werden kann. Auf die thermische Verwertung von Altholz zur Energieerzeugung sei nur der Vollständigkeit wegen hingewiesen.

Bezogen aber auf die Gesamtmenge aller in Deutschland betriebenen Biogasanlagen, spielt die Vergärung von Abfällen nur eine untergeordnete Rolle. 10 % des Substrateinsatzes für Biogasanlagen sind auf Bioabfälle, 47 % auf NawaRo, 41 % auf Exkremate (Gülle, etc.) und 2 % auf Reststoffe von Landwirtschaft, Industrie, Gewerbe etc. zurückzuführen (IE-Institut 2008). Der relativ geringe Anteil an Bioabfallvergärungsanlagen wirft natürlich die Frage auf, ob der Vergärung von Bioabfällen ein größeres Potential eingeräumt werden kann.

Bundesweit werden Bioabfälle zu ca. 8,34 Mio. Mg der Kompostierung, zu ca. 0,5 Mio. Mg der Vergärung und zu ca. 1,0 Mio. Mg der thermischen Verwertung zugeführt (KEHRES, 2007). Die flächendeckende Nutzung von Bioabfällen durch getrennte Erfassung ist nicht nur wegen der Ressourcenschonung durch die stoffliche und energetische Nutzungsmöglichkeit mehr als sinnvoll, sondern auch unter Kostengesichtspunkten. OECHTERING (2007) zeigt auf, dass es in der Bundesrepublik Deutschland noch ein ungenutztes Potential von nicht getrennt erfassten Bioabfällen in einer Größenordnung von ca. 2 - 4 Mio. Mg/a gibt.

Die zu dem Familienunternehmen RETHMANN gehörende REMONDIS AG & CO. KG (Kreislaufwirtschaft und Wasserwirtschaft) und SARIA BIO-Industries AG & CO. KG (Schlachtabfall- und Tierkörperentsorgung und -verwertung) betreiben schon seit Jahrzehnten unterschiedlichste Anlagen der Biomasseaufbereitung und -verwertung. Hierzu gehören seit Mitte der 90er Jahre des vorigen Jahrhunderts auch Vergärungsanlagen unterschiedlichsten Typs, deren Betrieb inzwischen zu umfangreichen Betriebserkenntnissen führte, und damit auch zu einer Einschätzung der Systemgrenzen und Besonderheiten der Vergärungstechnologie bei der Behandlung von biogenen Abfallstoffen. Insbesondere zeigt sich, dass der Erfolg der Abfallvergärung sehr sensitiv von den Abfallqualitäten abhängt. Dies führt in der Konsequenz inzwischen zu der Notwendigkeit, jede einzelne Abfallvergärungsanlage differenziert dahingehend zu betrachten, in welchem Umfang die angestrebten positiven Klimaeffekte tatsächlich eintreten und ob wirklich ein echter Vorteil gegenüber alternativen Bioabfallbehandlungsverfahren generiert wird.

REMONDIS und SARIA verfügen über eine Anlagenkapazität zur Verwertung biogener Abfallstoffe von insgesamt ca. 2,06 Mio. Mg/a\*. Die Behandlungskapazitäten verteilen sich auf folgende Anlagensysteme:

- 16 % anaerobe Verfahren (Stromerzeugung von ca. 105 GWh<sub>el</sub>/a)  
(Bioabfallvergärung ca. 6 %, Speiserestevergärung ca. 8 %, Restabfallvergärung ca. 1 %, NawaRo ca. 1 %),
- 74 % aerobe Verfahren  
(Bio- und Grünabfallkompostierung 58 %, Rotte von mechanisch aufbereiteter organischer Feinfraktion aus Restabfall 16 %)
- 10 % thermische Verfahren (Stromerzeugung von ca. 210 GWh<sub>el</sub>/a)  
(Biomassekraftwerke, Holzfeuerungsanlagen)

Vorgestellt werden Erkenntnisse aus drei REMONDIS Vergärungsanlagen, die gemeinsam haben, dass es sich bei den Anlagen um Trockenvergärungsverfahren handelt, die mit TS-Gehalten von > 30 % FS arbeiten, mit denen aber unterschiedliche Abfallqualitäten behandelt werden. Auf Basis realer Betriebsdaten und durch Heranziehen aktueller Werte aus der Literatur wird modelliert, welche CO<sub>2</sub>-Bilanz der Anlagen sich ergeben kann.

\* Darüber hinaus betreiben REMONDIS und SARIA noch Vergärungsanlagen, mit denen durch die Behandlung von Abwässern Energie erzeugt wird, die aber hier nicht mehr aufgeführt sind

## Verfahrensauswahl und Stoffstromführung

Unbestritten ist, dass biogene Abfallstoffe durch die Vergärungstechnologie behandelt werden können. Die noch heute geführte Diskussion fokussiert sich im Wesentlichen auf die geeignete Verfahrensauswahl, die vereinfachend in zwei Lager zu teilen ist: Die Nassvergärungs- und die Trockenvergärungsverfahren. Unabhängig von dieser geführten Diskussion, bevorzugt REMONDIS grundsätzlich Trockenvergärungsverfahren für die Behandlung von Bioabfällen. Der Grund hierfür ist denkbar einfach: Die gemachten langjährigen REMONDIS Betriebsfahrungen haben gezeigt, dass damit die Behandlung wesentlich einfacher, deutlich geringer störanfällig gegenüber den immer im Abfall befindlichen Störstoffen ist und damit betriebssicherer sowie wirtschaftlicher wird. Besonders die im Bioabfall immer vorhandenen inerten Stoffe Sand, Steine und Glas sind - unserer Erfahrung nach - in Trockenvergärungsverfahren wesentlich einfacher zu beherrschen. Von REMONDIS wird zusammenfassend als Vorteil der Trockenvergärungsverfahren empfunden, dass die Sedimentation von Schwerstoffen verfahrenstechnisch vermieden wird, und dass zur Förderung der Gärsubstrate weniger verschleißanfällige Technik, wie Schnecken- und Bandförderer, eingesetzt werden können. Pumpen werden lediglich beim Ein- und Austrag der Gärmaterialien bzw. zur Rückführung von Impfmengen in den Fermentern eingesetzt. Hier haben sich robuste Kolbenhubpumpen bewährt.

Der tendenzielle Nachteil der Trockenvergärungsverfahren einer geringeren spezifischen Gasausbeute wird damit durch die höhere Betriebsicherheit, längere Maschinenlaufzeiten und geringere Wartungskosten wirtschaftlich signifikant überkompensiert.

Nassvergärungsverfahren werden heute vorwiegend durch die SARIA bei der Vergärung von getrennt erfassten Speiseabfällen und Co-Fermenten wie Gülle, energiereiche organische Abfälle wie Fettabscheiderinhalte eingesetzt. Diese Inputmaterialien verhalten sich mechanisch und fluidmechanisch vollkommen anders als Bioabfälle oder eine organische Restmüllfeinfraktion, da sie geringere Störstoffgehalte aufweisen und wesentlich höhere Biogaserträge erzielen.

Bei der haushaltsnahen Abfallerfassung haben im Wesentlichen zwei Abfallströme ein Potential für die Vergärung:

1. Bioabfälle
2. Restfraktion einer Mechanischen Biologischen Aufbereitungsanlage (MBA).

Unter dem Begriff Bioabfälle verbirgt sich eine relativ heterogene Mischung von biogenen Abfallstoffen, die aus technischer Sicht in Bioabfälle, die im Haus („Küche bzw.

küchenstämmig“) erzeugt werden und die Grünabfälle, die aus Garten- und Parkanlagen stammen, unterschieden werden können. Die „küchenstämmigen“ Abfallstoffe haben in der Regel ein ausgeprägtes Gasbildungspotential, da in ihnen Fette und gut abbaubare Kohlenhydrate (z.B. Lebensmittelreste) relativ angereichert sind. In ihrer Zusammensetzung unterliegen sie nicht so stark dem Einfluss von Vegetationsperioden, wie es bei den Grünabfällen der Fall ist. Reine Grünabfälle sind für die Vergärung kaum geeignet.

Grünabfälle weisen naturgemäß einen wesentlichen höheren Eintrag an Inertstoffen als reine „küchenstämmige“ Abfälle auf, da Inertstoffe bei den gärtnerischen Aktivitäten mit verschleppt und eingetragen werden. Grundsätzlich sind Störstoffe, seien sie inerte oder anderer Natur (andere, nicht biogene Abfallstoffe, größere Holzstücke etc.), in beiden Fraktionen vertreten und können bei einer nicht ausreichend flexiblen verfahrenstechnischen Anlagenauslegung zu unangenehmen Betriebsstörungen führen.

Bei einer getrennten Erfassung durch die Biotonne besteht die Abfallzusammensetzung aus einer Mischung aus „küchenstämmigen“ Bio- und Grünabfällen, wobei der Anteil und die Qualität des Grünabfalls sehr stark von der Vegetationsperiode, dem Sammelgebiet und dem Erfassungssystem abhängen.

Die Restfraktion aus der MBA unterliegt in der Regel nur unwesentlich den Einflüssen der Vegetationsperioden, besonders dann, wenn in dem Sammelgebiet gleichzeitig eine getrennte Biotonnenerfassung vorliegt, und hat daher eine, über die Jahreszeitanglinie betrachtet, relativ konstante Zusammensetzung. Geprägt wird sie durch einen deutlich höheren Inertanteil als beim Bioabfall und durch das stärker ausgeprägte Risiko des Eintrages von nur schwer erkennbaren biologiehemmenden Inhaltsstoffen.

Wie aus Tabelle 1 ersichtlich wird, dient in den Vergärungsanlagen Frankfurt und Freiburg die Biotonne als Gärsubstratlieferant, während in der MBRA Münster die Vergärungsanlage die Restabfallfeinfraktion der vorgelagerten mechanischen Aufbereitung nutzt. Die Integration der Vergärungsstufe in die jeweilige Gesamtanlage erfolgt am Standort der BKF-GmbH in Freiburg als Vollstromvergärung, an den Standorten der PPP-Gesellschaft Rhein-Main-Biokompost GmbH (im folgenden RMB) und der Mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsanlage (MBRA) Münster (im Folgenden auch MBA Münster) als Teilstromvergärung.

|                           | RMB GmbH<br>Frankfurt                                     | BKF GmbH<br>Freiburg                    | MBA<br>Münster          |
|---------------------------|-----------------------------------------------------------|-----------------------------------------|-------------------------|
| Einsatzstoff<br>Vergärung | Bioabfall<br>< 60 mm                                      | Bioabfall<br>< 40 mm                    | Restabfall<br>< 50 mm   |
| Verfahren                 | Kompogas<br>30 - 35 % T S                                 | Valorga<br>35 - 40 % T S                | Dranco<br>40 - 45 % T S |
| Kapazität                 | 15.000 Mg/a                                               | 30.000 Mg/a                             | 24.000 Mg/a             |
| Entwässerung              | Siebschnecken-<br>pressen +<br>Dekanter<br>ab 2008: keine | Siebschnecken-<br>pressen +<br>Dekanter | keine                   |
| Stoffstrom-<br>führung    | Teilstrom-<br>vergärung                                   | Vollstrom-<br>vergärung                 | Teilstrom-<br>vergärung |
| Gärrest-<br>behandlung    | Tunnelrotte                                               | Aerobisierung<br>im Tunnel              | Tunnelrotte             |

**Abfallqualitäten:****Frankfurt (RMB):**

- Bioabfallerfassung: **80-240 I Tonnen**
- gemischte Bio- und Grünabfallerfassung

**Freiburg (BKF):**

- Bioabfallerfassung: überwiegend mit **60 I Tonnen**
- getrennt erfasste Grünabfallmengen nicht im Anlageninput (Säcke für Laub/ Grünabfallübermengen)

**Münster**

- Mechanisch-biologische Restabfall-behandlung
- Feinfraktion < 50 mm aus Hausmüll nach Fe- und NE-Abscheidung zur biologischen Behandlung

Tabelle 1: Übersicht Trockenvergärungsverfahren (thermophile Betriebsweise) und Abfallinputqualität

Die Wahl der Stoffstromführung (Voll-/Teilstromverfahren) orientierte sich bei der Errichtung der Anlagen an folgenden Randbedingungen:

1. **RMB Frankfurt:** Anteil des für die Vergärung geeigneten Bioabfalls im Verhältnis zum Gesamtanlageninput (Bio- und Grünabfall), Überschuss an Grünabfall für die Kompostierung. Frankfurt steht für eine Anlage, die eine deutliche Beeinflussung des Inputs innerhalb der Vegetationsperiode durch Grünabfall erfährt.
2. **BKF Freiburg:** Input ausschließlich reiner Bioabfall, dadurch charakterisiert, dass aufgrund des Erfassungssystems und der ländlichen Prägung der Region der Einfluss des Grünabfalls gering ist.
3. **MBA Münster:** Anteil an organischer Feinfraktion < 50 mm aus mechanischer Restabfallaufbereitung und der Zielstellung, eine verschleißintensive Entwässerungsstufe auf Basis der Erfahrungen der Anlage RMB zu vermeiden. (2/3 der Feinfraktion zur Vergärung, 1/3 direkt zur Rotte zusammen mit dem Gärrest der Vergärungsstufe). Redundanz bei Störung der Vergärung.

## Technische und abfallabhängige Probleme bei der Entwässerung

Durch die Umwandlung der biologisch verfügbaren organischen Substanz zu Biogas reduziert sich der Trockensubstanzanteil im Gärgut, während der Wasseranteil im Reaktor nahezu konstant bleibt. Im Vergleich zum Fermenterinput erfährt der Gärrest daher einen Anstieg des Wassergehaltes. Generell ist es daher notwendig, dem Gärrest vor einer Weiterbehandlung oder -nutzung Wasser zu entziehen. Weiterhin muss der Gärrest durch eine Aerobisierung (Austreiben von  $\text{NH}_4$ ) geruchsstabilisiert

und weiter durch Trocknung oder Konfektionierung mit anderen rieselfähigen Co-Substraten rheologisch so eingestellt werden, dass er als Düngerersatz vermarktet werden kann.

Zur Entwässerung von Gärresten aus Trockenvergärungsverfahren werden i.d.R. Siebschneckenpressen eingesetzt, die den Gärrest mittels Schnecke gegen einen Staukonus drücken. Der Gärrest wird einem dynamischen Pressdruck ausgesetzt, so dass das Wasser über Siebkörbe austritt und der Gärrest am Ende der Pressektion mit einem TS-Gehalt von theoretisch ca. 30 – 40 % durch den Auslaufkasten ausgetragen werden soll.

In der RMB Anlage Frankfurt wurde über die Jahre die Erfahrung gemacht, dass die Entwässerungsleistung (TS und Durchsatz) sehr stark mit der Abfallzusammensetzung schwankt. Wenn der Gärrest eine breiige, gelartige Konsistenz mit einer geringen Struktur aufweist, reduziert sich die Entwässerungsleistung auf ein nicht mehr akzeptables Niveau. Erkennbar aus Abbildung 1 ist, dass die Entwässerungsleistung über die Jahre stetig abnahm, obwohl die eingesetzten Siebschneckenpressen entsprechend gewartet und instand gehalten wurden. Anfänglich war zu beobachten, dass besonders mit dem Eintreten der Vegetationsperioden (April-Oktober) sich eine breiige, gelartige, schlecht zu entwässernde Struktur der Gärreste ausbildete, die sich dann aber über den Lauf der Jahre immer stärker und länger einstellte. In den letzten Jahren (ab 2004/2005) wurde die Konsistenz der Gärreste dauerhaft so schlecht, dass die Durchsatzleistung der Entwässerung um ca. 50 % einbrach. Die Ursache der Konsistenzänderungen konnte bisher nicht abschließend geklärt werden. Vermutet wird, dass spezielle Mikroorganismen diesen Effekt verursachen, die sich über die nun 10-jährige Betriebszeit auf den Abbau spezieller Abfallinhaltsstoffe adaptiert haben.

Das anfallende Presswasser (Flüssiggärrest) weist mit 15 - 18 % zu hohe TS-Gehalte für eine direkte Vermarktung als Düngemittelerersatz auf. Daher muss eine Abscheidung des Feststoffes erfolgen, wozu üblicherweise zusätzlich Dekanter (mit Zudosierung von Flockungshilfsmittel FHM, wie auch in Frankfurt) eingesetzt werden. Sofern eine Flüssiggärrest-Vermarktung regional nicht möglich ist, ist der Einsatz eines Dekanters selbst bei einer Behandlung des Flüssiggärrestes in einer Abwasserbehandlungsanlage notwendig.

Sowohl die im Gärrest als auch im Presswasser noch befindlichen inerten Stoffe (z. B. Glas, Sand, etc.) haben ein erhebliches, abrasives Potential, das zu beträchtlichen Instandhaltungskosten und Wartungsaufwendungen führt. Verbunden mit dem Verschleiß der Apparate sinkt mit der Maschinenreizezeit kontinuierlich die Entwässerungsleistung. Um dieses Phänomen zu kompensieren, müssen die Reisezeiten bis auf ein betriebswirtschaftlich nicht mehr akzeptables Niveau verkürzt werden. Verfahrensbedingt müssen Dekanter mit hohen Drehzahlen (Schnecke/Trommel ca. 3000 U/min, ca. 700 g) betrieben werden, so dass der Verschleiß bei der Entwässerung von Abfallstoffen nicht vermieden werden kann und die Verschleißteile mehrmals pro Jahr aufgepanzert werden müssen.

Abbildung 1 zeigt die Durchsatz- und qualitative Kostenentwicklung für den Siebschneckenpressen- und Dekanterbetrieb am Beispiel der Anlage RMB Frankfurt.

Im Jahr 2003 wurden 20 % des Gärrest im Bypass direkt zur Nachrotte gefahren, um die Betriebskosten der Gärrestbehandlung (Entwässerung + Nachrotte) zu reduzieren. Die Bypassmenge konnte anschließend bis auf ca. 30 % gesteigert werden, da die damals vorhandene nachgelagerte Tunnelkompostierung diese Reservekapazität bot (siehe auch Abbildung 2).

Die Konsistenzveränderungen/Durchsatzseinbußen führten zwangsläufig zu einer ansteigenden Maschinenlaufzeit, höheren Pressdrücken, höherem Stromverbrauch und höheren Verschleißkosten.

Im Jahr 2007 hat sich die RMB GmbH entschlossen, den Entwässerungsbetrieb einzustellen und dafür die Kapazität der nachgelagerten Tunnelrotte zu erweitern, um die gesamte Gärrestmenge ohne Entwässerung zusammen mit den Co-Substraten (Teilstrom Bioabfall, Strukturmaterial und Siebüberlauf aus der Kompostaufbereitung) in Rottetunneln zu behandeln bzw. biologisch zu trocknen (Abbildung 2). Im Rahmen von Rotteversuchen wurde im Vorfeld das optimale Mischungsverhältnis der Substrate für die Tunnelrotte ermittelt. Über diese Maßnahme konnten die gewünschten Durchsatzleistungen wieder eingestellt werden und die Betriebskosten, obwohl zusätzliche Kapitalkosten anfielen, auf ein akzeptables Niveau gesenkt werden.

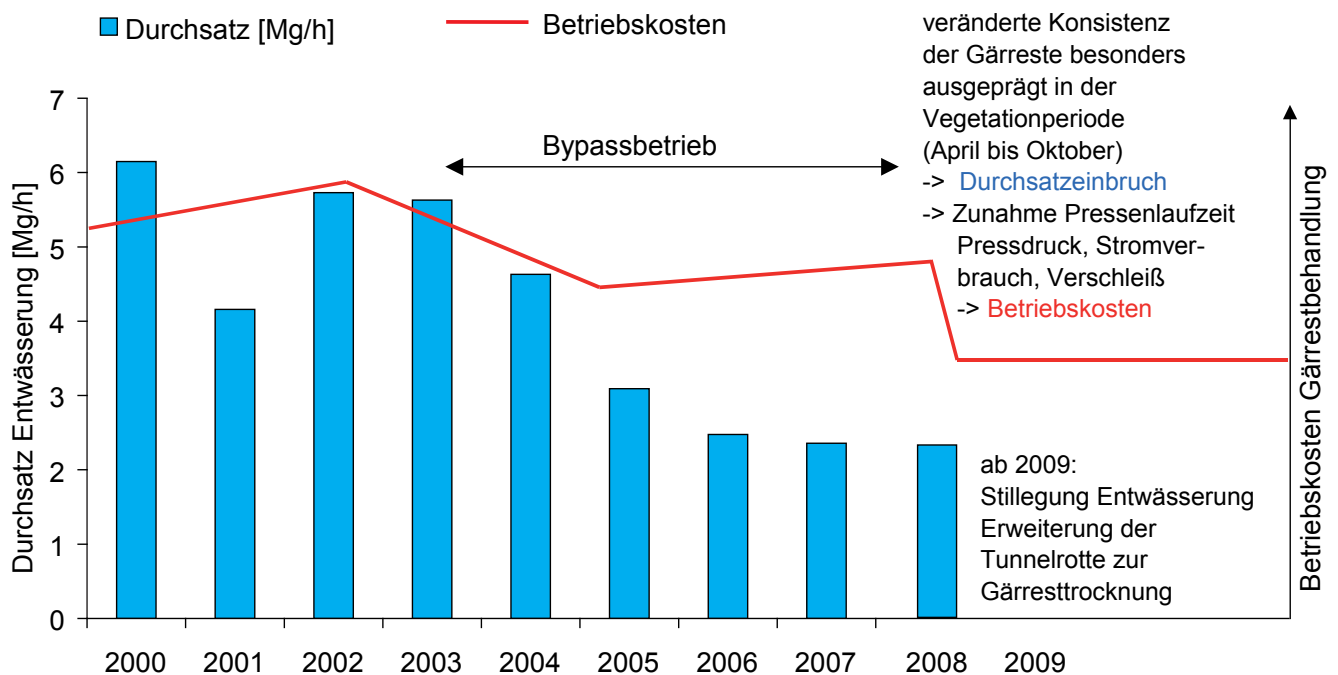


Abbildung 1: Durchsatz- und qualitative Kostenentwicklung der Gärrestentwässerung (Anlage RMB Frankfurt)

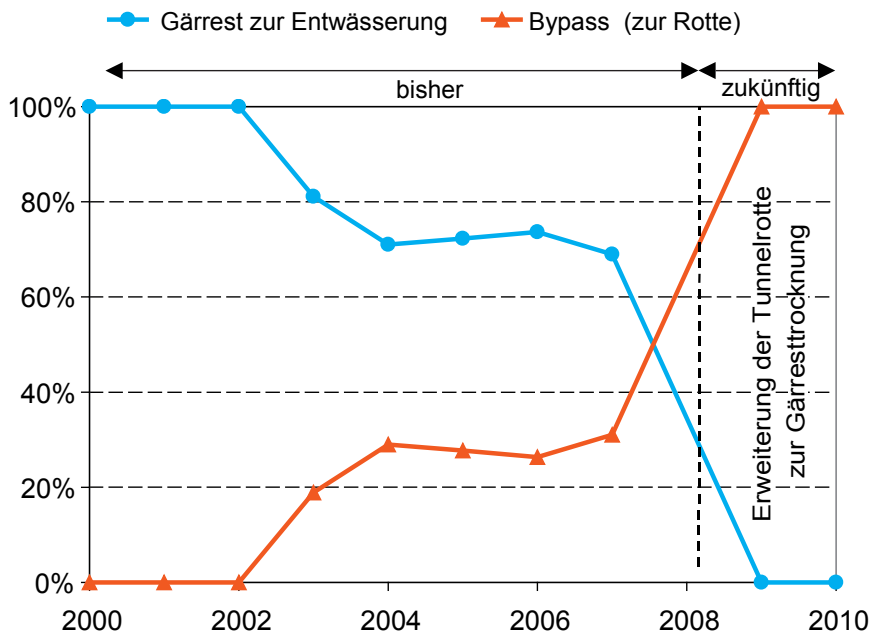


Abbildung 2: Anpassung der Betriebsweise zur Kostenoptimierung, Anlage RMB Frankfurt

Küchenabfällen auf. Im Verlauf der Vegetationsperiode nimmt der Anteil an holzigen Stoffen (Grünschnitt) zu, mit temporären Spitzen in den Monaten April/Mai und Oktober/November.

Um eine möglichst konstante Biogasproduktion und gleichmäßige Auslastung der BHKWs zu erreichen, versucht man dies in der Praxis durch Anpassung der Faulraumbelastung (Eintragsleistung an Masse organischer Trockensubstanz bezogen auf das Fermentervolumen in  $\text{kg oTS} / (\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ) an die Abfallqualität auszugleichen.

Dies war in der Vergangenheit wegen der Durchsatzprobleme der Entwässerung trotz längerer Pressenlaufzeiten in der Anlage RMB Frankfurt nicht in ausreichendem Umfang möglich.

## Einflussfaktoren der Biogaserträge

Die Durchsatzproblematik der Entwässerung wirkt sich auch auf die Biogaserträge der Anlage aus, da bei verminderter Austragsleistung aus dem Fermenter auch die Eintragsleistung sinkt.

Weiterhin ist zu beachten, dass der Anteil an vergärbaren Stoffen im Abfallinput vegetationsspezifischen Schwankungen unterliegt. In den Monaten Januar und Februar weist der Bioabfall einen hohen Anteil an energiereichen

Für den zukünftigen Anlagenbetrieb der RMB Frankfurt ohne mechanische Gärrestentwässerung (Kapitel 3) wird eine ca. 10%ige Durchsatz- und Biogasertragssteigerung sowie eine konstantere Auslastung der BHKWs erwartet (siehe schraffierte Fläche in Abbildung 3).

Der Vergleich der Betriebsergebnisse aus Frankfurt mit denen der Anlage in Freiburg zeigt, dass die spezifische Biogasproduktion auch von den jeweils installierten Sammelssystemen für den Bioabfall beeinflusst wird. In Freiburg werden bei der Sammlung vorwiegend 60 l-Behälter

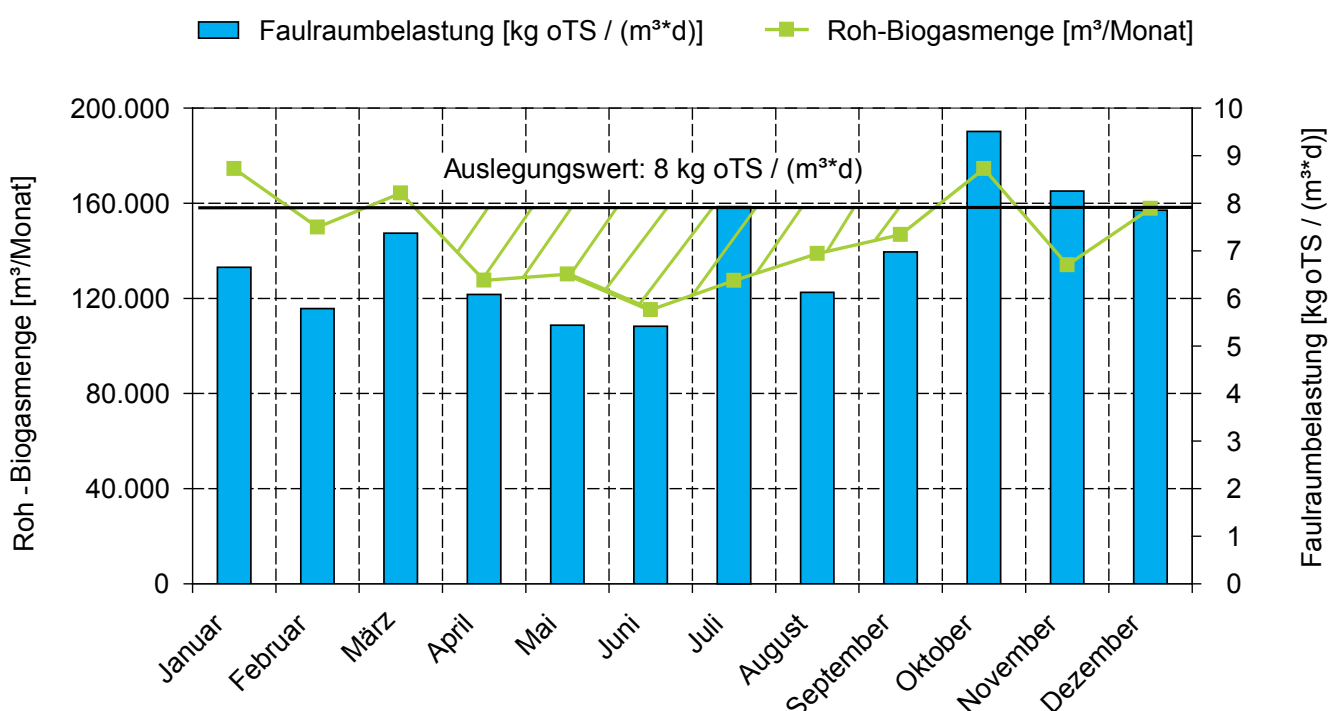


Abbildung 3: Auswirkungen der Abfallqualität und der saisonal verminderten Durchsatzleistung auf die Fermenterauslastung

eingesetzt, in Frankfurt liegt die Behältergröße zwischen 80 l und 240 l. In Freiburg werden teilweise die für die Vergärung ungeeigneten Abfallqualitäten getrennt erfasst (Grünabfallübermengen und Säcke für Laub) und nicht der Vergärung zugeführt.

Abbildung 4 stellt die Biogaserträge der Anlagen BKF Freiburg und RMB Frankfurt sowie die Inputmengenschwankungen im Jahresverlauf dar. In der Grafik sind die Inputmengen jeweils auf die Minimalmenge im Januar (100 %) normiert. Die Schwankungsbreite der Anliefermengen, ausgedrückt als Faktor der normierten Januarmenge,

beträgt in Frankfurt 2,5, in Freiburg nur 1,3. Die größere Schwankungsbreite ist auf den höheren Grünabfallanteil im Frankfurter Bioabfall zurückzuführen und reduziert den spezifischen Biogasertrag.

Bei der Vergärung von organischen Feinfraktionen aus Restabfällen ist dahingegen nur ein geringer vegetations-spezifischer Einfluss auf die Gasproduktion zu beobachten. Der Verlauf der Gasproduktion erweist sich als relativ konstant, wie die Jahresganglinie der Gasproduktion der MBA Münster in Abbildung 5 zeigt.

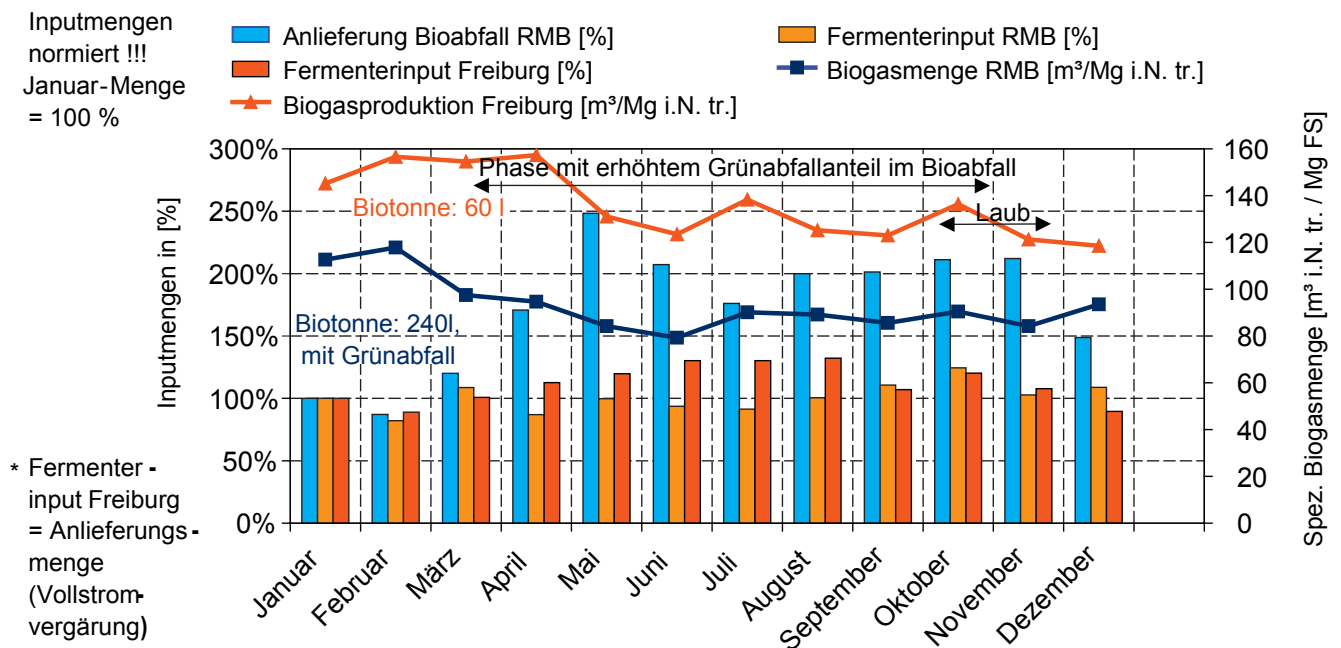


Abbildung 4: Auswirkungen der Bioabfallqualität auf die spez. Gasproduktion (Anlagen BKF Freiburg und RMB Frankfurt)

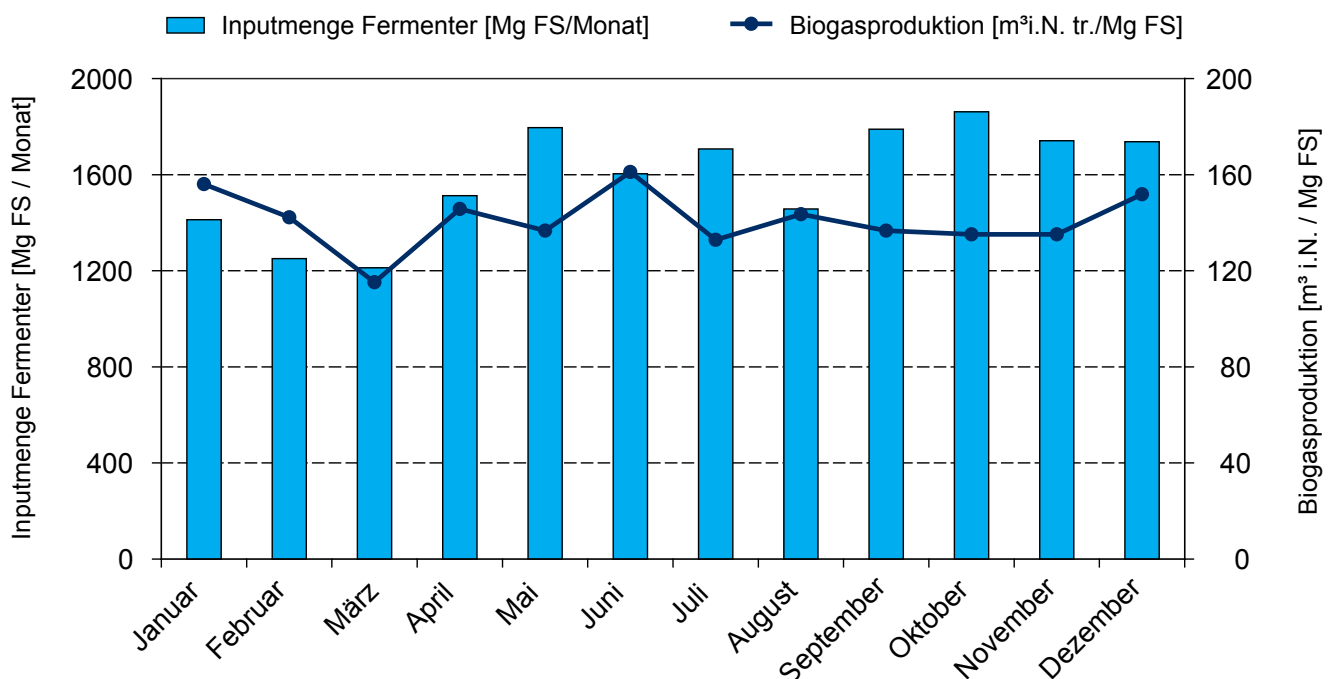


Abbildung 5: Jahresverlauf der Fermenterinputmenge und spezifischen Biogasproduktion bei der Vergärung von Restabfällen (MBA Münster)

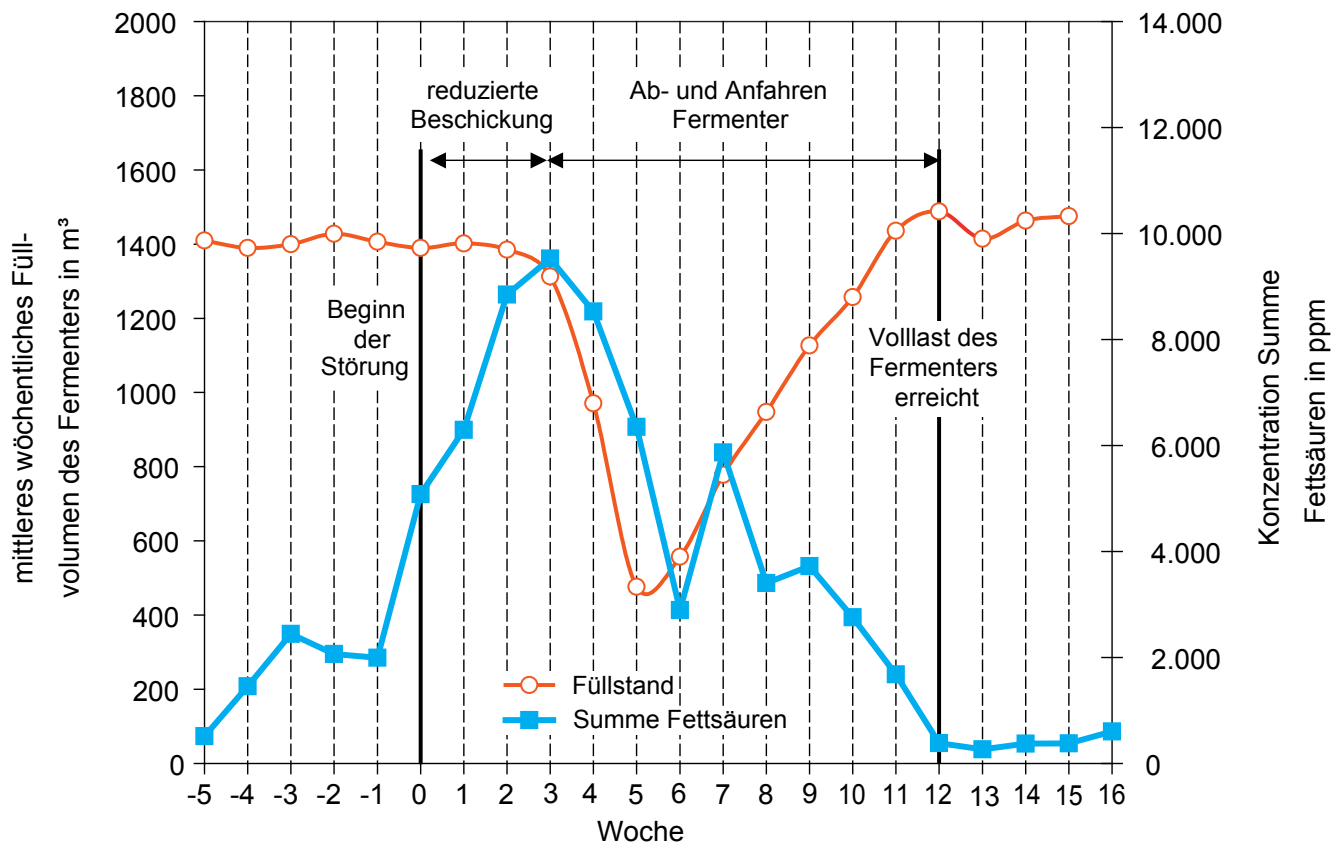


Abbildung 6: Beispiel für eine biologische Prozessstörung durch Eintrag sulfathaltiger Baustoffreste in den Fermenter der MBA Münster (TIMMEL 2009)

Generell besteht bei der Vergärung von Restabfall ein höheres Risiko durch biologische Prozessstörungen. Aufgrund der Heterogenität von Restabfällen kann nie 100%ig ausgeschlossen werden, dass die Gasproduktion durch temporär auftretende Abfallinhaltsstoffe gestört wird. Ein Erkennen solcher Stoffe ist bei der Eingangskontrolle der Abfallannahme mit der üblichen Sichtkontrolle kaum möglich.

In der MBA Münster wurde beispielsweise eine sehr ausgeprägte biologische Prozessstörung (Abbildung 6) durch Eintrag sulfathaltiger Baustoffe hervorgerufen (TIMMEL 2009), die durch dispers verteilte Gipskartonplattenbruchstücke aus der Erfassung siedlungsabfallähnlicher Abfälle von Wertstoffhöfen eingetragen wurde. Durch den mechanischen Aufschluss in der Aufbereitungsstufe der MBA gelangten sie in die Feinfraktion < 50 mm und wurden darüber in den Fermenter eingetragen. Die Konzentration der Fettsäuren stieg nach Eintrag des Materials innerhalb weniger Tage auf über 8000 ppm an. Dem starken Anstieg der Fettsäuren konnte nicht mehr durch eine reduzierte Fermenterbeschickung entgegengewirkt werden, so dass ein Ab- und Wiederauffahren des Fermenters erforderlich wurde. Die Dauer bis zum Wiedererreichen des Volllastbetriebs betrug 12 Wochen. Während dieser Zeit wurde das zu vergärende Material direkt in die nachgeschaltete Tunnelrotte gefahren.

Dies zeigt auch, dass teilstromgeführte Vergärungsanlagen bei Störungen des Vergärungsbetriebs die Verfügbarkeit der Gesamtanlage mit reduziertem Durchsatz aufrechterhalten können.

### Gärrestbehandlung bei Verzicht auf eine mechanische Entwässerung

Die Trocknung der nicht entwässerten Gärreste mit niedriger biologischer Aktivität ( $AT_4 < 15 \text{ mg O}_2/\text{gTS}$ ) kann nur gelingen, wenn genügend Strukturmaterial und genügend energiereiches Material für die aerobe Energiefreisetzung/Trocknung zur Verfügung steht. Die Behandlung von nicht entwässerten Gärresten in Rottetunneln ist daher nur in Vergärungsanlagen, die im Teilstrombetrieb gefahren werden, möglich. Entscheidend ist auch, mit welcher Eingangsmischung die Anlage gefahren werden kann. In Abbildung 7 ist exemplarisch für den Dezember 2008 eine Analyse der Eingangsstoffe der Anlage RMB Frankfurt für die aerobe Gärresttrocknung aufgeführt. Die anhand der Analyseparameter TS-/oTS-Gehalt, Stickstoffgehalt und Atmungsaktivität  $AT_4$  charakterisierte Rotteinputqualität in Abbildung 7 bildet nur eine Momentaufnahme ab, die im jahreszeitlichen Verlauf mehr oder weniger stark variieren kann. Die Analysen schwanken im Jahresverlauf z.B. für separat erfasste Grünabfälle je nach Menge der anhaftenden Mineral-/Bodenanteile, Anteil Rasenschnitt oder Anteil holziger Bestandteile.

Dies schlägt sich ebenfalls auf die Bioabfallqualität nieder, wenn Grünabfälle saisonal bedingt in den Bioabfall gelangen.

Erkennbar ist aus Abbildung 7, dass die richtige Mischung aus Co-Substraten als Strukturmaterial, Gärrest und biologisch noch aktiven Materialien mit einer entscheidenden Prozessgröße ist, da darüber der Eingangsfeuchtegehalt, die biologische Aktivität und das für die Luftdurchlässigkeit erforderliche freie Porenvolumen eingestellt wird.

Nach (KROGMANN, 1994) werden beim vollständigen aeroben Abbau folgende Wärmemengen  $Q$  freigesetzt:

- Kohlenhydrate: ca. 14,5-16,1 MJ/Kg oTS.
- Fette: ca. 24,7-39 MJ/Kg oTS
- Proteine (Aminosäuren): ca. 8,7-13,3 MJ/Kg oTS

Das daraus ableitbare theoretische Trocknungspotential  $T_{\text{pot}}$  ( $T_{\text{pot}} = Q / 2500 \text{ kJ/kg H}_2\text{O}$ ) beträgt für

- Kohlenhydrate: ca. 5,8 - 6,4 Kg  $\text{H}_2\text{O/kg}$  abgebaute oTS.
- Fette: ca. 9,9-15,6 Kg  $\text{H}_2\text{O/kg}$  abgebaute oTS
- Proteine (Aminosäuren): ca. 3,5-5,3 Kg  $\text{H}_2\text{O/kg}$  abgebaute oTS

In der Praxis werden diese Werte wegen der Wärmestrahlungsverluste und der Kondensationsverluste im Rottesystem nicht erreicht. Weiterhin unterliegen die Prozess-

führungsanforderungen für die Hygienisierung und Trocknung gegensätzlichen Regelmechanismen. Es wurde daher ein Steuerungsmodell entwickelt, in dem u.a. die Prozessgrößen Mischungsverhältnis der Eingangssubstrate (Abbildung 7), die Luftführung, Feuchte, Rottezeiten und die empirisch ermittelte für die Trocknung zur Verfügung stehende Energie pro kg oTS Rottegut einfließen, so dass eine hinsichtlich der Rottezeit und des Energieverbrauchs effiziente Rotteprozessführung ermöglicht wird.

## Biogasverstromung mittels BHKW

Der Betriebsteil BHKW trägt maßgeblich zu den Wartungs- und Reparaturkosten der jeweiligen Anlagen bei. Die Aufwendungen für Reparatur und Wartung betragen in etwa 2 ct/kWh.

Bioabfallvergärungsanlagen werden in der Regel mit redundanten Gasmotoren betrieben, um einerseits die Schwankungsbreite der Gasproduktion abzudecken und andererseits die Auslastung und Wirkungsgrade der Verstromung im Optimalbereich zu halten. Die Anlagen müssen für den Notfall (Ausfall eines BHKWs oder für kurzzeitige Biogasspitzen, welche die Kapazität des BHKWs übersteigen) mit Gasfackeln ausgestattet werden. Die Betriebserfahrungen zeigen, dass ca. 5-7 % der Biogasmenge abgefackelt werden muss.

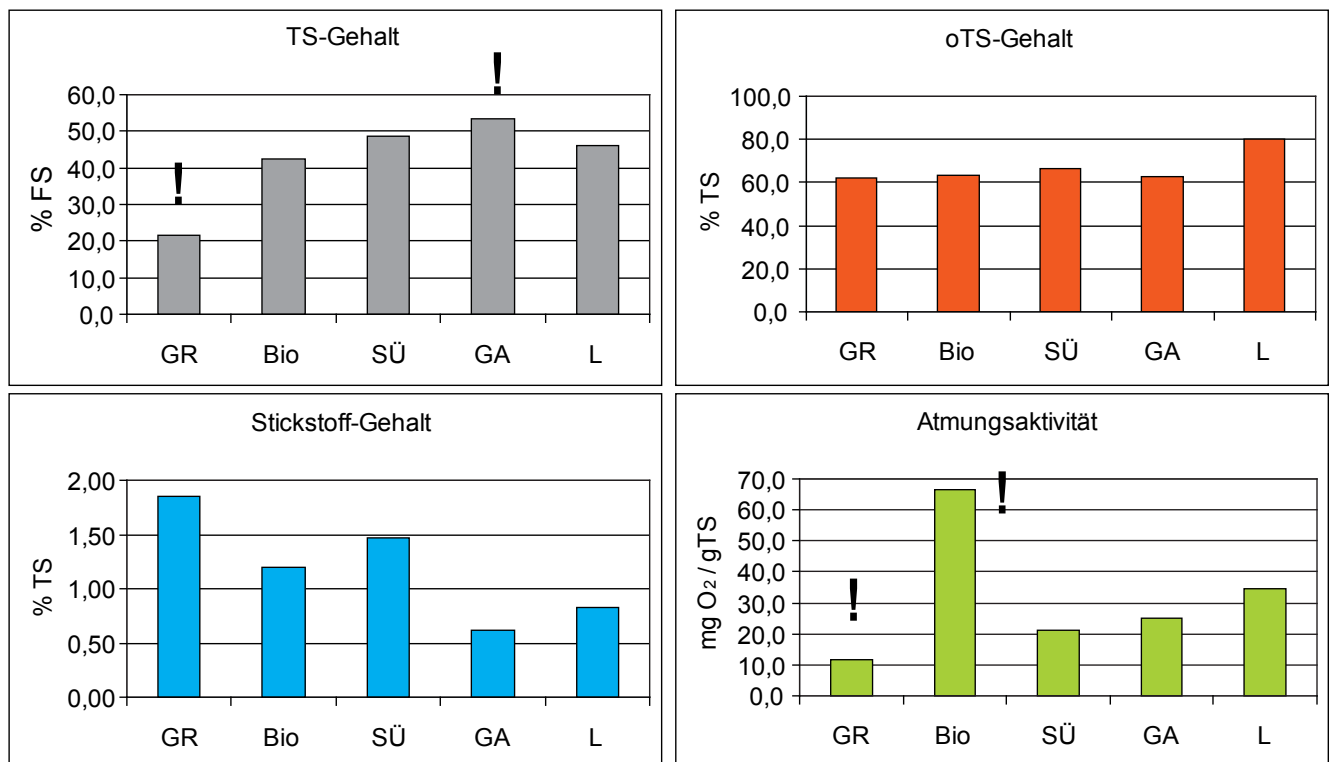


Abbildung 7: Exemplarische Rotteinputmaterialqualität verschiedener Inputmaterialien, 12/2008 (GR: Gärrest, GA: Grünabfall, Bio: Bioabfall, SÜ: Siebüberlauf aus der Kompostaufbereitung, L: Laub)

Der Gesamtwirkungsgrad der Stromerzeugung (Energieinhalt der dem BHKW zugeführten Gasmenge bezogen auf die eingespeiste Strommenge) beträgt bei der Bioabfallbehandlung in der Praxis ca. 31 %. Er liegt daher in der Praxis im Jahresmittel einige Prozentpunkte unterhalb des optimalen Auslegungsbetriebspunktes der jeweiligen Gasmotoren, im Wesentlichen bedingt durch die systembedingten Schwankungen in der Gasbeschickung.

Eine Wärmenutzung der erzeugten Wärme des BHKW's scheitert in der Regel, bis auf die kaum relevante Nutzung zur Beheizung oder Warmwasserversorgung von Betriebsgebäuden, an mangelnden Wärmeverbrauchern vor Ort oder an dem Mangel von unter wirtschaftlich zu vertretenden Bedingungen anzuschließenden Wärmeabnehmern.

### CO<sub>2</sub>-Bilanz von Bioabfallbehandlungsanlagen und Kosten der CO<sub>2</sub>-Vermeidung

Im Rahmen des Umweltforschungsplans des BMU hat das Umweltbundesamt die Ingenieurgesellschaft für Wissenstransfer (gewitra) zur Durchführung des Forschungsvorhabens „Ermittlung der Emissionssituation bei der Verwertung von Bioabfällen“ beauftragt. Der vorliegende Abschlussbericht (CUHLS et al. 2009) zeigt auf, dass in Bioabfall-Vergärungsanlagen Emissionen an Klimagasen wie Methan und Lachgas auftreten, die höher als erwartet

sind. Aus den ermittelten Emissionsfaktoren für die einzelnen Schadgase wurden von CUHLS et al. (2009) die Kohlendioxid-Äquivalente bezogen auf den Anlageninput berechnet. Dazu wurden die Emissionsfrachten (kg/Mg) für die Schadgase Methan und Lachgas mit den nach (IPCC 2007) festgelegten GWP-Werten (Global Warming Potential, Methan = 25, Lachgas = 298) multipliziert. Geschlossene bzw. teilgeschlossene Kompostierungsanlagen (Intensivrotte geschlossen, Nachrotte offen) wurden mit Vergärungsanlagen mit nachgeschalteter Nachrotte verglichen.

Im Ergebnis zeigt sich (Abbildung 8), dass Vergärungsanlagen aufgrund der hohen Methanemissionen ein deutlich höheres Kohlendioxid-Äquivalent mit ca. 130 kg CO<sub>2</sub>/Mg Input aufweisen als Kompostierungsanlagen. Die Anlagen zur Frischkompostproduktion weisen mit ca. 18 kg CO<sub>2</sub>/Mg Input die niedrigsten Kohlendioxid-Äquivalente auf, bei den Anlagen zur Fertigkompostproduktion verdoppeln sich die Kohlendioxid-Äquivalente wegen der höheren Lachgasbildung bei langen Rottezeiten auf ca. 38 kg CO<sub>2</sub>/Mg Input.

Auf Basis der ermittelten Emissionsdaten (CUHLS et al. 2009), der erzielten spezifischen Stromproduktion der vorgestellten Vergärungsanlagen und der durch das Umweltbundesamt veröffentlichten Daten zur Entwicklung der spezifischen Kohlendioxid-Emissionen des deutschen Strommixes\* (UBA (2008)) lässt sich für die betrachte-

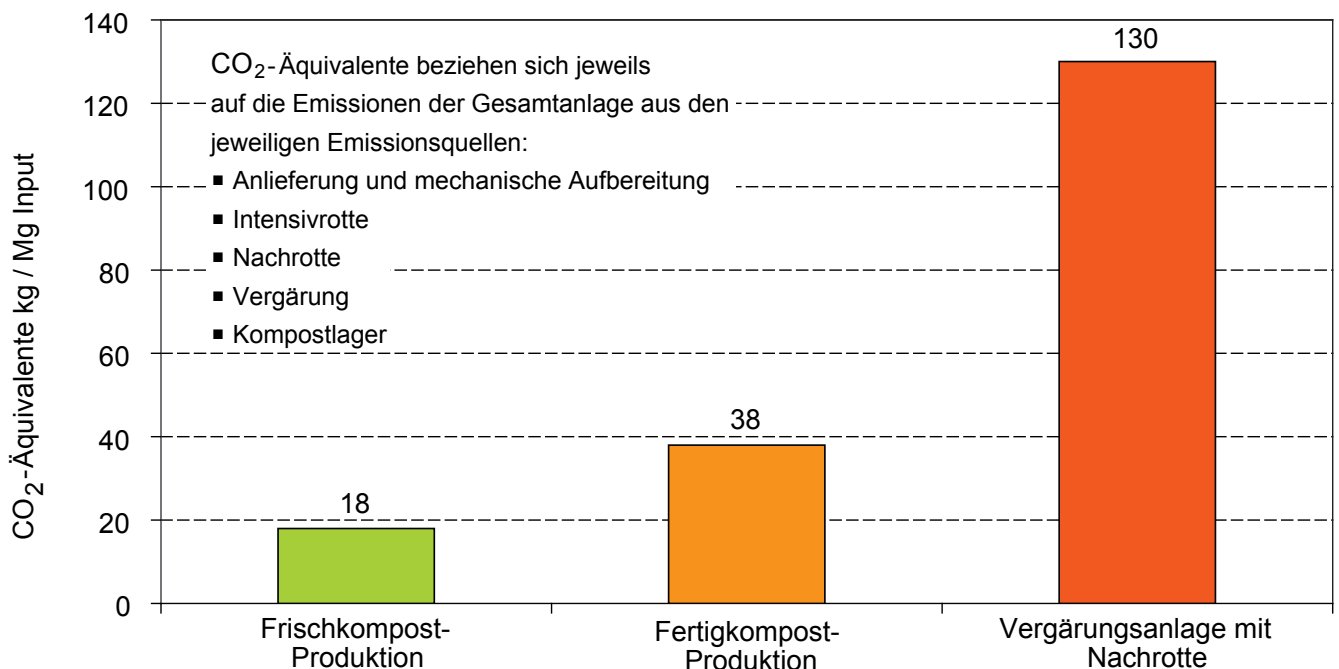


Abbildung 8: Kohlendioxid-Äquivalente aus Emissionen der Bioabfallbehandlung (verändert nach CUHLS et al. 2009)

\* Der Strommix reflektiert die aktuelle durchschnittliche Emissionssituation und entspricht daher im Gegensatz zu der häufig durchgeführten Marginalbetrachtung, in der ein bestimmter Kraftwerksmix unterstellt wird, der Realität. Marginalbetrachtungen gehen häufig davon aus, dass alternative Energieträger einen Mix, in dem Kohlekraftwerke übergewichtet werden, ersetzen. Insofern unterliegt die Marginalbetrachtung immer einer individuellen Einschätzung, bei der nicht auszuschließen ist, dass sie zu einer Lenkung der abzuleitenden Aussagen führen könnte.

ten Bioabfallvergärungsanlagen eine CO<sub>2</sub>-Bilanzierung durchführen, mit der eine erste Abschätzung möglich ist, wie hoch der Beitrag der Anlagen zum Klimaschutz ist. Trotz der systemimmanenten Unschärfe der Modellierung und unter der Annahme, dass die Ergebnisse von CUHLS et al. (2009) reproduzierbar sind, sehen wir keinen Grund, dass eine grundsätzliche Beurteilung der Anlagen in Hinblick auf den Klimaschutz bzw. die Angabe der Größenordnung von CO<sub>2</sub>-Minderungspotentialen nicht möglich ist.

Neben der Tatsache, dass die Untersuchungen von CUHLS et al. (2009) sich nur auf Bioabfallbehandlungsanlagen beziehen, wurde die MBA Münster allein schon deswegen nicht in die Bewertung mit einbezogen, da es sich um einen anderen Abfallstrom handelt, hiervon nur ein Teil biologisch behandelt wird und ein Systemvergleich bei einer MBA sinnvollerweise sich nur mit einer MVA als alternative Behandlungsvariante anbieten würde.

Im Ergebnis (Tabelle 2) zeigt sich, dass bei ausschließlicher Betrachtung der Stromerzeugung aus Biogas je nach spezifischer Stromproduktion 84 bzw. 123 kg CO<sub>2</sub>/Mg Input (im direkten Vergleich zum deutschen Strommix) eingespart werden können. Diese Werte sind aber nur rein theoretischer Natur, da sie nicht die CO<sub>2</sub>-Äquivalente der Eigenemissionen berücksichtigen. Wie aus Tabelle 2 zu entnehmen ist, liegt bei beiden Vergärungsanlagen ein positiver Emissionsfaktor vor, so dass sich die betrachteten Vergärungsanlagen nicht klimaneutral verhalten. Wenn die theoretischen CO<sub>2</sub>-Einsparungen mit Eigenemissionen der Vergärungsanlagen verrechnet werden, liegt der Netto-CO<sub>2</sub>-Eintrag der Vergärungsanlagen bei 46 kg bzw. 7 kg CO<sub>2</sub>/Mg Input (Tabelle 2, Faktor g).

Aus der weiteren Betrachtung des Emissionsfaktors für Vergärungsanlagen ergibt sich bei Bezug der spez. CO<sub>2</sub>-Äquivalente auf die spez. Stromproduktion folglich ebenfalls ein nicht klimaneutraler Emissionsfaktor pro kWh<sub>elektr</sub>. Die Frankfurter Anlage emittiert 326 g CO<sub>2</sub>/kWh<sub>elektr</sub>, damit liegt sie 270 g CO<sub>2</sub>/kWh<sub>elektr</sub> unterhalb des deutschen Strommixes während die Freiburger Anlage nur noch 35 g CO<sub>2</sub>/kWh<sub>elektr</sub> ausstößt und damit 561 g CO<sub>2</sub>/kWh<sub>elektr</sub> im Vergleich zu den 596 g CO<sub>2</sub>/kWh<sub>elektr</sub> des Strommixes einspart (Bezugsjahr 2006, siehe UBA (2007), UBA (2008) und Tabelle 2, Faktor h, i).

Ein klimaneutraler Betrieb (g = 0, h = 0) wird bei Zugrundelegen des Kohlendioxidäquivalents in Höhe von 130 kg CO<sub>2</sub>/Mg Input nach CUHLS et al. (2009) erst ab einem Stromertrag von 218 kWh<sub>elektr</sub>/Mg Input erreicht (Tabelle 2). Dies entspricht einem Biogasertrag bei Zugrundelegen von 6,1 % Fackelverlust, 31 % elektrischem Gesamtwirkungsgrad und 56 % Methangehalt, von:

$$\blacksquare \quad 218 [\text{kWh}_{\text{elektr}}/\text{Mg Input}] / 0,31 / 5,6 [\text{kWh}/\text{m}^3] / (100 \% - 6,1 \%) = \text{ca. } 134 [\text{m}^3_{\text{Biogas}} \text{ i.N. tr.}/\text{Mg Input}].$$

Biogaserträge in der Größenordnung von 134 m<sup>3</sup> i.N. tr./Mg Input setzen ein energiereiches Biosubstrat vor-

aus. Die Freiburger BKF Anlage (Tabelle 2) kommt mit einer Gasproduktion von 126 m<sup>3</sup> i.N.tr/Mg Input und einer Stromproduktion von 206 kWh<sub>elektr</sub>/Mg Input in die Nähe einer klimaneutralen Stromproduktion. Der in Freiburg verarbeitete Bioabfall weist eine Zusammensetzung auf, die „speiseabfallähnlich“ („küchenstämmige Erzeugung“) ist und kaum von Grünabfällen beeinflusst wird und damit energiereich genug ist, um ein entsprechend hohes Methangenerierungspotential zu haben. Die Anlage RMB Frankfurt ist dagegen von einer klimaneutralen Stromproduktion weit entfernt (Tabelle 2).

Der hohe Anteil an Grünabfällen in der Vergärung erklärt das geringere Methangenerierungspotential der Frankfurter Abfälle.

Bei der Berechnung des in Tabelle 2 angegebenen CO<sub>2</sub>-Emissionsfaktors h wird der CO<sub>2</sub>-relevante Stromverbrauch (Faktor b) der Vergärungsanlagen mit 0 angesetzt, da beide Anlagen den eigenerzeugten Strom (Faktor a) zur Abdeckung des Eigenverbrauchs einsetzen. Damit verdrängt der eigenverbrauchte Strom potentiell einen Fremdstrombezug der einen CO<sub>2</sub>-Emissionsfaktor (Faktor d) aufweist. Im Vergleich zu der häufig angewandten Methodik, den Eigenstromverbrauch abzuziehen (z.B. ifeu 2008), werden damit zwar Bioabfallvergärungsanlagen potentiell günstiger gestellt, aber wir sehen das methodisch aus zwei Gründen als sinnvoller an:

1. Grundsätzlich ist die primäre Aufgabe von Bioabfallbehandlungsanlagen die Behandlung von Abfällen, die immer einem Energieverbrauch unterliegt.
2. Betrachtet werden sollte nur die reine CO<sub>2</sub>-Bilanz. Die Entscheidung, ob die Deckung des Eigenstrombedarfs über produzierten Eigenstrom oder über bezogenen Fremdstrom erfolgt, unterliegt i.d.R. ökonomischen Optimierungsentscheidungen und hat daher keinen kausalen Zusammenhang mit den Emissionen an sich. Das bedeutet auch, dass im Falle eines Fremdstrombezugs, genauso wie bei den Kompostanlagen, die CO<sub>2</sub>-Emissionsfaktoren des Fremdstroms mitberücksichtigt werden müssen.

Die spezifischen Behandlungskosten für die Vergärungstechnologie pro Mg Eingangsmaterial liegen bei den betrachteten Bioabfallanlagen im Schnitt ca. 35 €/Mg höher als bei der potentiell möglichen alternativen Behandlung in Kompostanlagen. Die Ermittlung des Wertes von 35 €/Mg basiert auf einer Vollkostenbasis.

Die höheren Behandlungskosten in den Vergärungsanlagen werden bewusst in Kauf genommen, da die Zielsetzung verfolgt wird, mit den Anlagen noch zusätzlich klimaneutralen Strom produzieren zu können. Die durchgeführten Bilanzierungen zeigen aber, dass davon auszugehen ist, dass die diskutierten Vergärungsanlagen prozessbedingt aber auch nicht-klimaneutrale CO<sub>2</sub>-Äquivalente, je nach Anlage in unterschiedlicher Größenordnung, emittieren. Daher liegt effektiv nur eine

|                                                              |                                                                                                                                                                |                        | Vergärung  |            | Kompostierung<br>(geschlossene und teilgeschlossene Anlagen) |                          |
|--------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------|------------|------------|--------------------------------------------------------------|--------------------------|
|                                                              | Bezeichnung                                                                                                                                                    | Einheit                | Anlage RMB | Anlage BKF | Frischkompost-Produktion                                     | Fertigkompost-Produktion |
| a                                                            | Stromproduktion aus Biogas                                                                                                                                     | kWh / Mg               | 141        | 206        | 0                                                            | 0                        |
| b                                                            | CO <sub>2</sub> -relevanter Stromverbrauch, (sofern b > a)                                                                                                     | kWh / Mg               | 0          | 0          | 39                                                           | 45                       |
| c = a - b                                                    | klimaneutrale Strombilanz                                                                                                                                      | kWh / Mg               | 141        | 206        | -39                                                          | -45                      |
| d                                                            | CO <sub>2</sub> -Emissionsfaktor Strommix [UBA (2008)]                                                                                                         | g CO <sub>2</sub> /kWh | 596        | 596        | 596                                                          | 596                      |
| e = c x d                                                    | theoretische CO <sub>2</sub> -Einsparung durch Verstromung Biogas                                                                                              | kg CO <sub>2</sub> /Mg | 84         | 123        | -23                                                          | -27                      |
| f                                                            | wahrscheinliche Emissionen: CO <sub>2</sub> -Äquivalent Bioabfallbehandlung mit Vergärung nach Cuhls et. al. (2009)                                            | kg CO <sub>2</sub> /Mg | 130        | 130        | 18                                                           | 38                       |
| g = f - e<br>(g >= 0)<br>für e <= f<br>(g = 0)<br>für e >= f | wahrscheinlicher CO <sub>2</sub> -Emissionsfaktor des Behandlungsverfahrens (Summe aus CO <sub>2</sub> -Äquivalent Emissionen und CO <sub>2</sub> -Einsparung) | kg CO <sub>2</sub> /Mg | 46         | 7          | 41                                                           | 65                       |
| h = g / c<br>für h >= 0                                      | wahrscheinlicher CO <sub>2</sub> -Emissionsfaktor für die Stromproduktion aus Biogas                                                                           | g CO <sub>2</sub> /kWh | 326        | 35         | keine energetische Nutzung                                   |                          |
| i = d - h                                                    | wahrscheinliche CO <sub>2</sub> -Minderung gegenüber Strommix [UBA (2008)]                                                                                     | g CO <sub>2</sub> /kWh | 270        | 561        |                                                              |                          |
| j = i x c                                                    | wahrscheinliche CO <sub>2</sub> -Einsparung durch Verstromung Biogas                                                                                           | kg CO <sub>2</sub> /Mg | 38         | 116        |                                                              |                          |
| k                                                            | anrechenbare Mehrkosten Vergärung gegenüber Kompostierung                                                                                                      | €/Mg                   | 35         | 35         |                                                              |                          |
| L = k / j x 10 <sup>3</sup>                                  | spezifische Kosten der CO <sub>2</sub> -Einsparung                                                                                                             | €/Mg CO <sub>2</sub>   | 919        | 303        |                                                              |                          |

Tabelle 2: Abschätzung der spezifischen CO<sub>2</sub>-Emissionen für Vergärungs- und Kompostierungsanlagen unter Berücksichtigung der Stromerträge und Emissionen (Mg = Originalsubstanzbeitrag in die jeweilige Anlage, wenn nicht anders angegeben. Stromeigenverbrauch (b) der Vergärungsanlagen (RMB 55 kWh/Mg und BKF 54 kWh/Mg) ist klimaneutral. Klimaneutrale Strombilanz (c): positive kWh/Mg = klimaneutrale Stromproduktion, negative kWh/Mg = klimabelastender Stromverbrauch

Einsparung von „x“ g CO<sub>2</sub>/kWh<sub>elektr</sub> im Vergleich zu den aktuellen Emissionen in Höhe von „596“ g CO<sub>2</sub>/kWh<sub>elektr</sub> Emission des deutschen Strommixes vor.

Die Kosten der eingesparten, ggf. vermiedenen „x“ g CO<sub>2</sub>/kWh<sub>elektr</sub> können daher unmittelbar mit den spezifischen Mehraufwendungen für die Behandlung von Bioabfall in Vergärungsanlagen in Bezug gebracht werden. Für die

Anlage RMB Frankfurt liegen die ermittelten CO<sub>2</sub>-Vermeidungskosten pro Mg CO<sub>2</sub> bei 919 € und für die BKF Freiburg bei 303 €/Mg CO<sub>2</sub> (Tabelle 2). Aus Abbildung 9 ist abzulesen, dass selbst, wenn die CO<sub>2</sub>-Emission der Anlage BKF Freiburg nur 70 % der Emissionswerte von CUHLS et al. (2009) entsprechen und damit die Anlage klimaneutral Strom produziert, die CO<sub>2</sub>-Vermeidungskosten pro Mg CO<sub>2</sub> noch 284 € betragen. Der Anstieg der CO<sub>2</sub>-Vermeidungs-

kosten pro Mg wird um so stärker, je höher der Emissionsfaktor der Behandlung wird und je kleiner der Biogasertrag wird (siehe Kostenentwicklung bei Biogaserträgen, die keinen klimaneutralen Anlagenbetrieb ermöglichen mit  $g > 0$  in Tabelle 2 und Abbildung 9).

Um die ermittelten Vermeidungskosten in ihrer Höhe einzuordnen, wurden alternative CO<sub>2</sub>-Vermeidungstechniken herangezogen, welche die Prämisse der technischen Einsetzbarkeit und voraussichtlichen wirtschaftlichen Tragfähigkeit erfüllen mussten, wobei von diesen wiederum die teuersten Verfahren ausgewählt wurden. McKinsey (2009) haben über 200 CO<sub>2</sub>-Vermeidungsmaßnahmen untersucht und ihre voraussichtlichen Kosten ermittelt, wobei zugrundegelegt wird, dass die wirtschaftlich trag-

fähige Obergrenze bei 60 €/Mg CO<sub>2</sub> liegt. Das teuerste Verfahren ist die CCS (Carbon Dioxid Capture and Storage) Technologie für Gaskraftwerke, unmittelbar gefolgt von derjenigen für Kohlekraftwerke. Das IPCC publizierte 2005 eine Bandbreite zwischen ca. 50 bis ca. 130 US \$/Mg CO<sub>2</sub>. Neuere Daten sehen die Kosten bei 30 bis 60 €/Mg CO<sub>2</sub> (McKinsey, 2007, 2009), wobei sich durch Effizienzverbesserungen langfristig die Abscheidekosten bei 30 €/Mg CO<sub>2</sub> (Boston Consulting Group, 2008) einpendeln sollen.

Somit liegen die spezifischen CO<sub>2</sub>-Vermeidungskosten für die Bioabfallvergärungsanlagen, je nach angesetzten Kosten, ca. um den Faktor 9 bis 30 höher als die publizierten Kosten für die schon relativ teure CCS Technologie.

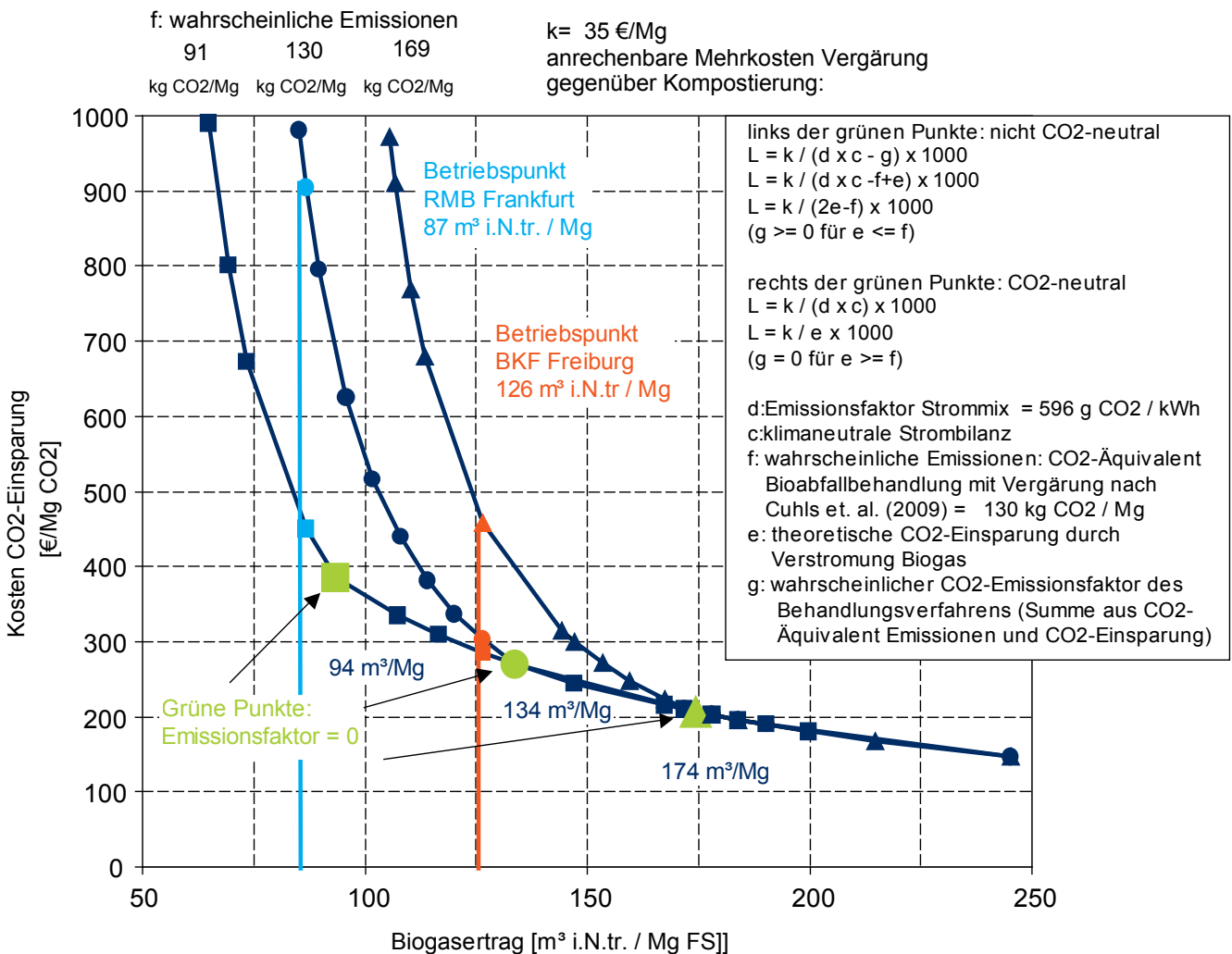


Abbildung 9: Kosten der CO<sub>2</sub>-Einsparung in Abhängigkeit von dem Biogasertrag und Emissionen. Die grünen Punkte geben an, bei welchem Biogasertrag vom Input (FS: Originalsubstanz) und in Abhängigkeit der Emissionen (91/130/169 kg CO<sub>2</sub>/Mg entsprechen 70/100/130 % der CO<sub>2</sub>-Äquivalente nach Cuhls et al. 2009) die Stromproduktion klimaneutral wird (94 m³ i. N. tr. /Mg  $\cong$  153 kWh<sub>elektr</sub>/Mg, 134 m³ i. N. tr. /Mg  $\cong$  218 kWh<sub>elektr</sub>/Mg, 174 m³ i. N. tr. /Mg  $\cong$  283 kWh<sub>elektr</sub>/Mg). Stromproduktionsberechnung siehe Text

## Diskussion

Die Betriebsergebnisse, die daraus abgeleiteten Berechnungen und die Ergebnisse von CUHLS (2009) werfen einige grundsätzliche Fragen auf, die im Folgenden aufgeführt sind:

- Sind die höheren Gesamtkosten der Vergärung (Summe aus Kapital- und Betriebskosten inkl. Outputkosten für die Absteuerung der Produkte) gerechtfertigt, wenn Vergärungsanlagen nicht klimaneutral betrieben werden können?
- Welche Abfälle lassen sich klimaneutral vergären?
- Welchen Anlagen sollten die zur Verfügung stehenden Biomasse-Stoffströme zugeführt werden?

Aus den dargestellten Betriebserfahrungen und Überlegungen ergibt sich,

- dass nur entsprechend energiereiche biogene Abfallstoffe der Vergärung zugeführt werden sollten.
- Wenn die Abfallqualität die erforderlichen Biogaserträge nicht hergibt, ist die Kompostierung zu bevorzugen. Dies gilt insbesondere für grünabfallreiche Bioabfälle. Mit „grünabfallreich“ ist hier ein erhöhter Anteil an holzigem/ligninhaltigem Material gemeint.
- Für holzreiche Materialien bietet sich neben der biologischen Behandlung die thermische Verwertung an (z.B. Siebreste aus der Kompostaufbereitung, oder Siebüberlauf aus der Aufbereitung von Grünabfällen).

Die Reduktion des Emissionsfaktors für den deutschen Strommix, der spätestens 2020 um 21 % der CO<sub>2</sub>-Emissionen auf Basis 2005 abgesenkt sein muss und die sich heute schon abzeichnenden technologischen Weiterentwicklungen (z.B. Effizienzsteigerung bei der Nutzung fossiler Energieträger, CO<sub>2</sub>-Abscheidung aus Kraftwerksabgasen, Erhöhung des Anteils an regenerativen Energieträgern etc.), kann dazu führen, dass in Zukunft, wenn Vergärungsanlagen für Bioabfälle nicht klimaoptimiert betrieben werden, sie an ökologischer und ökonomischer Attraktivität verlieren. Hier kommt auch den spezifischen CO<sub>2</sub>-Vermeidungskosten unseres Erachtens eine entsprechende Bedeutung zu, da Investitionsentscheidungen in Klimaschutzprojekten nach Optimierungskriterien gesteuert werden. Das besagt nichts anderes, als dass die Verfahren einen Wettbewerbsvorteil haben werden, die mit geringeren spezifischen CO<sub>2</sub>-Vermeidungskosten zu den Klimaschutzzielen beitragen.

Die gesetzlich vorgeschriebene Absenkung der CO<sub>2</sub>-Emissionen für die deutsche Stromerzeugung hat auch die Konsequenz, dass Kompostanlagen eine verbesserte Klimabilanz erfahren, da ca. 30 - 50 % der CO<sub>2</sub>-Äquivalent-Emissionen durch den Fremdstrombezug erzeugt werden.

Der Anspruch an die Nutzung von Biomasse muss lauten, dessen energetisches und stoffliches Verwertungspotential optimal auch unter Berücksichtigung der Klimaschutzziele auszuschöpfen.

Dies sollte durch ein gezieltes Stoffstrommanagement (Kompostierung/Vergärung) und weitere Optimierungen hinsichtlich eines emissionsarmen Anlagenbetriebs gestützt werden. Systementscheidungen sollten durch eine weitere Differenzierung der zur Nutzung zur Verfügung stehenden Biomassen hinsichtlich biologischer Verfügbarkeit, Heizwert und TS-Gehalt begleitet werden. Biologische Prozessführung bietet sich bei niedrigen TS-Gehalten an, während sich die thermische Biomassenutzung bei hohen TS-Gehalten und damit verbunden höheren Heizwerten anbietet. Die Entscheidung zur aeroben/anaeroben Verwertung sollte von dem zu erwartenden Biogasertrag in Relation zu den zu erwartenden Emissionen abhängig gemacht werden. Die richtige Stoffstromführung ist damit insgesamt der wesentliche Hebel zur Beeinflussung der THG-Emissionen. Dies führt auch zur Reduzierung von Investitionen für die Bioabfallbehandlung (ökonomische Effizienz) bzw. für nachgelagerte Emissionsminderungsmaßnahmen bei falscher Stoffstromführung/Systementscheidung hinsichtlich des biologischen Verwertungsweges.

Unter der Voraussetzung, dass ausreichend hohe Biogaserträge erzielt werden bzw. dass geeignete Abfallqualitäten der Vergärung zugeführt werden, zeichnet sich ab, dass eine optimierte Betriebsführung mit reduzierten Emissionen, z.B. durch

- ein hochwertiges Nachrottesystem für Gärreste mit optimierter Luftführung,
- Optimierung hinsichtlich Umsetzintervalle, Mietenhöhe, Lagerzeiten oder
- Maßnahmen zur Minimierung von Methanemissionen aus Flüssiggärrestlagern,

zielführend und ausreichend sein können, um bei geeigneten Inputmaterialien eine verbesserte CO<sub>2</sub>-Bilanz für die Vergärung zu erzielen.

## Zusammenfassung

Erhebliche technische und wirtschaftliche Schwierigkeiten im Betrieb von Bioabfall-Vergärungsanlagen waren in der Vergangenheit primär durch falsche Verfahrensauswahl sowie störanfällige und zu wenig flexible Technik bedingt. Heute überwiegen Mängel im Bereich der Betriebsführung und des Stoffstrommanagements in den Anlagen.

Bei den REMONDIS Anlagen hat sich für die Vergärung von Abfallstoffen die Trockenvergärung durchgesetzt. Teilstromvergärungsverfahren können mit höherer Verfügbarkeit als Vollstromvergärungsanlagen betrieben werden und bieten eine höhere Flexibilität hinsichtlich

optimierter Zuordnung der Inputmaterialien in Richtung Vergärung/Kompostierung, vorausgesetzt das installierte Sammelsystem ermöglicht eine Differenzierung hinsichtlich der Abfallqualität. Durch ein optimiertes Stoffstrommanagement kann bei Teilstromvergärungsanlagen auf kosten- und verschleißintensive Entwässerungseinrichtungen verzichtet werden.

Die durchgeführten Modellrechnungen zeigen, dass davon ausgegangen werden kann, dass die pauschale Einstufung von Vergärungsanlagen für Bioabfälle als klimaneutrale Energieerzeugungsanlagen nicht zutreffend ist.

Um bei der Vergärung von siedlungsabfallähnlichen Bioabfällen die gewünschte bilanzielle Klimaneutralität einzustellen, ist folgende unverzichtbare Bedingung zu erfüllen:

- Der Abfall muss ein ausreichend hohes Methangenerierungspotential haben. Einer der entscheidenden Einflussgrößen hierfür ist das genutzte Erfassungssystem, da darüber der Einfluss von Grünabfall minimiert werden kann.

Konsequenterweise kann das bedeuten, dass der größte Teil der Bioabfälle in Deutschland besser in einer Kompostierungsanlage aufgehoben ist als in einer Vergärungsanlage. Im Allgemeinen sind Grünabfälle, bis auf lokale Ausnahmen, da sie meistens durch einen hohen Ligninanteil geprägt werden, für die Vergärung auch unter Klimaschutzaspekten nicht die geeigneten Substrate.

Die spezifischen CO<sub>2</sub>-Vermeidungskosten pro Mg CO<sub>2</sub>, die nach den hier vorgestellten Berechnungen von ca. 280 € bis zu 900 € reichen, liegen damit deutlich über den ermittelten hohen Kosten der CCS Technologie. Wir halten es daher für sinnvoll, neben dem Methangenerierungspotential des Abfalls auch die spezifischen CO<sub>2</sub>-Vermeidungskosten als Entscheidungskriterium für die Systementscheidung Kompostierung oder Vergärung heranzuziehen. Dahinter steht die Überlegung, dass andere Klimaschutzmaßnahmen zu geringeren spezifischen CO<sub>2</sub>-Vermeidungskosten höhere Effizienzen aufweisen.

Die Prozessführung der Vergärung muss weiter optimiert werden, so dass CO<sub>2</sub>-äquivalente Emissionen reduziert werden, dies dürfte aber wahrscheinlich mehr eine Frage der Betriebsführung sein (z.B. bei der Nachrotte/Gärrestbehandlung: Optimierung von Umsetzintervallen, Mietenhöhe, Lagerzeiten, Reduzierung der Emissionen aus Flüssiggärrestlagern). Einen klimaneutralen Anlagenbetrieb (CO<sub>2</sub>-Gutschrift aus Verstromung > CO<sub>2</sub>-Äquivalente der Emissionen) halten wir derzeit bei den meisten Bioabfallvergärungsanlagen aufgrund des gasertragsmindernden Einflusses von holzigen Bioabfallbestandteilen technisch nicht für möglich.

## Literatur

Boston Consulting Group 2008: Carbon Capture and Storage – A Solution to the problem of carbon emissions, Juni 2008, [www.bcg.com/impact\\_expertise/publications/files/Carbon\\_Capture\\_and\\_Storage\\_Jun\\_2008.pdf](http://www.bcg.com/impact_expertise/publications/files/Carbon_Capture_and_Storage_Jun_2008.pdf)

CUHLS et. al 2009, Ermittlung der Emissionssituation bei der Verwertung von Bioabfällen, Abschlussbericht zur Vorlage, Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Förderkennzeichen 206 33 326, im Auftrag des Umweltbundesamtes, Januar 2009

IE -Institut 2008, IE – Institut für Energetik und Umwelt GmbH Leipzig et al. im Auftrag des BMU: Monitoring des Erneuerbare-Energien Gesetzes (EEG) auf die Stromerzeugung aus Biomasse (Projektnummer 2223004), März 2008, Seite 53

Ifeu 2008\_ Regine Vogt, Basisdaten zu THG-Bilanzen für Biogas-Prozessketten und Erstellung neuer THG-Bilanzen, ifeu: Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH, [http://ifeu.org/oekobilanzen/pdf/THG\\_Bilanzen\\_Bio\\_Erdgas.pdf](http://ifeu.org/oekobilanzen/pdf/THG_Bilanzen_Bio_Erdgas.pdf)

IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change 2005: IPCC Special Report: Carbon Dioxide Capture and Storage, 2005, [http://www.ipcc.ch/pdf/special-reports/srccs/srccs\\_wholereport.pdf](http://www.ipcc.ch/pdf/special-reports/srccs/srccs_wholereport.pdf)

KEHRES, B., 2007: Langfristige Perspektiven der stofflichen Verwertung von Bioabfällen, Münsteraner Abfalltage, 05.-07.02.2007

KROGMANN, U.: Kompostierung - Grundlagen zur Einsammlung und Behandlung von Bioabfällen unterschiedlicher Zusammensetzung, Hamburger Berichte 7, Economica Verlag, Bonn 1994

McKinsey&Company, Inc. 2007: Kosten und Potenziale der Vermeidung von Treibhausgasen in Deutschland, September 2007, [http://www.mckinsey.de/downloads/presse/2007/070925\\_Kosten\\_und\\_Potenziale\\_der\\_Vermeidung\\_von\\_Treibhausgasemissionen\\_in\\_Deutschland.pdf](http://www.mckinsey.de/downloads/presse/2007/070925_Kosten_und_Potenziale_der_Vermeidung_von_Treibhausgasemissionen_in_Deutschland.pdf)

McKinsey&Company, Inc. 2009: Pathway to Low-Carbon Economy, 2009, [http://climatedesk.content.bymckinsey.com/getfile.aspx?uid=14961e0d-97fd-4a08-bd97-23e1db2a7853&fp=design%2fClimate+Change+Center%2fPathwayToLowCarbonEconomy\\_FullReportA.pdf](http://climatedesk.content.bymckinsey.com/getfile.aspx?uid=14961e0d-97fd-4a08-bd97-23e1db2a7853&fp=design%2fClimate+Change+Center%2fPathwayToLowCarbonEconomy_FullReportA.pdf)

OECHTERING, A., 2007.: Potenzial zur Optimierung und zum Ausbau der Kompostierung, BIOMASSE-FORUM Witzenhausen 24. – 25. Oktober 2007

TIMMEL, G.: Restabfallbehandlung mit Vergärung - Betriebserfahrungen aus der MBA Münster, Veröffentlichung in Vorbereitung: Münsteraner Abfallwirtschaftstage 2009

UBA 2007: Climate Change, Entwicklung der spezifischen Kohlendioxid-Emissionen des deutschen Strommix, 01/2007, <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3195.pdf>

UBA 2008: Entwicklung der spezifischen Kohlendioxid-Emissionen des deutschen Strommix 1990-2006, April 2008, <http://www.umweltbundesamt.de/energie/archiv/co2-strommix.pdf>

# Vergleich verschiedener Vergärungstechniken

Dr.-Ing. Michael Kern, Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie GmbH

## Einführung

Die getrennte Erfassung von Bio- und Grünabfällen hat in Deutschland ein hohes Niveau erreicht. Allerdings ist der Anteil der daraus gewonnenen Energie noch vergleichsweise gering und die Biomasse wird überwiegend stofflich genutzt. Gerade vor dem Hintergrund, dass gegenwärtig Energiepflanzen in Konkurrenz zu Nahrungsmitteln großflächig angebaut werden, muss die Frage gestellt werden, ob die kombinierte stoffliche und energetische Nutzung von Biomasse nicht zielführender ist.

Nachhaltiges Management biogener Stoffströme optimiert stoffliche und energetische Verwertungswege mit dem Ziel eines idealen Zusammenwirkens von Nährstoff- und Kohlenstoff-Recycling, Energiebereitstellung (Strom, Wärme und ggf. Kraftstoff), CO<sub>2</sub>-Reduzierung durch Substitution fossiler Energieträger sowie günstiger Behandlungskosten bei erweiterter regionaler Wertschöpfung.

Wie eine optimierte Erfassung und Verwertung von nativ-organischen Abfällen aussehen soll bzw. wie eine entsprechende Umsetzung erreicht werden kann, welche zusätzlich erschließbaren Potenziale vorhanden sind, welcher Aufwand erforderlich ist und wie sich der Nutzen in Relation zum Aufwand darstellt, sind zentrale Fragen der Abfallwirtschaft geworden.

Auch bei den getrennt erfassten Bioabfällen ist eine Veränderung zu erwarten. Mit der Novellierung des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG) wurde die Vergärung von Bioabfällen bei stofflicher Nutzung des Gärrestes mit zusätzlichen 2 Cent je kWh Strom in besonderer Weise privilegiert, so dass eine deutliche Zunahme der Vergärungsanlagen, entweder als Vorschaltanlagen vor der Kompostierung oder als eigenständige Anlagen, zu erwarten ist.

Zudem ist das Spektrum der möglichen biogenen Inputmaterialien bei der Vergärung wesentlich größer als bei Kompostierungsanlagen, da hier auch nasse und strukturarme Stoffe (z.B. Speiseabfälle) verwertet werden können.

Der Hauptunterschied zur Kompostierung liegt in dem unter strengem Luftabschluss (Kapselung in Reaktoren/Fermentern) ohne Sauerstoff verlaufenden Vergärungsprozess des Bioabfalls. Dies ist die Ursache für die deutlich geringeren Luftströme im Vergleich zur Kompostierung, die durch Umsetzung oder Zwangsbelüftung mit Sauerstoff versorgt wird. Auf- und Nachbereitung sind mit der Kompostierung vergleichbar. Bei der Vergärung fallen als Endprodukte Biogas, Gärreststoff bzw. Kompost und Abwasser an.

Ungeeignet für diesen Verwertungsweg sind holz- (d.h. lignin-) und strohartiges (cellulose)reiches Material, welches durch anaerobe Mikroorganismen kaum abgebaut wird. Getrennt erfasster Bioabfall sowie Speisereste und der krautige Anteil des Grünabfalls eignen sich hingegen hervorragend für die Vergärung.

Während bei der Kompostierung immer ein Netto-Energiebedarf besteht, liefert die Vergärung durch energetische Nutzung des erzeugten Biogases immer einen Netto-Energieüberschuss. Somit ist die Vergärung eine nachhaltige Form der Bioabfallnutzung.

Mittlerweile werden annähernd zwanzig verschiedene Vergärungsverfahren angeboten, die jeweils spezifische Vor- und Nachteile haben.

Nachfolgend sollen die Grundzüge der verschiedenen Verfahren dargestellt und bewertet werden.

## Verfahren der Vergärung

Als wesentliches Merkmal zur Einteilung der Vergärungsverfahren kann die Betriebsweise heran gezogen werden, wobei grundsätzlich zwischen kontinuierlichen und diskontinuierlichen Verfahren (Abbildung 1) zu unterscheiden ist.

### Kontinuierliche/diskontinuierliche Betriebsweise

Bei den kontinuierlichen Verfahren wird dem Fermenter in regelmäßigen Zeitintervallen Substrat zugeführt und der Ablauf des Gärrests ist entsprechend. Hierdurch wird eine kontinuierliche Biogasproduktion mit gleich bleibender Qualität angestrebt.

Bei diskontinuierlichen Verfahren hingegen werden die Fermenter (Boxen oder Container) nach entsprechenden Verweilzeiten von mehreren Wochen entleert und neu befüllt (Batchbetrieb). Damit ist die Biogasproduktion der einzelnen Fermenter nicht kontinuierlich, was durch die Parallelschaltung mehrerer Fermenter, die zeitversetzt arbeiten, und durch Perkolat Speicher weitgehend kompensiert wird.

Als für die Praxis wesentliche Auswirkung ist festzuhalten, dass bei den diskontinuierlichen Verfahren ein Gärrest anfällt, der i.d.R. ohne Entwässerung für die Kompostierung aufbereitet werden kann.

Verfahren mit diskontinuierlicher Betriebsweise des Gärreaktors weisen durch ihre technisch sehr einfachen Reaktorsysteme Vorteile gegenüber den Verfahren mit kon-



Abbildung 1: Übersicht über kontinuierliche und diskontinuierliche Vergärungsverfahren

tinuierlicher oder quasikontinuierlicher Betriebsweise auf. Diese wiederum haben durch ihre höheren Raum-Zeit-Ausbeuten einen geringeren Bedarf an Reaktorvolumen und lassen sich in der Regel besser automatisieren als diskontinuierliche Prozesse.

### Trockene/nasse Verfahren

Trockene und nasse Verfahren unterscheiden sich durch den Gehalt an Trockenmasse (TM) des Materials im Gärreaktor.

### Nassvergärung

Bei den nassen Verfahren beträgt der Trockenmasse-Gehalt (TM-Gehalt) ca. 10 %, die restlichen 90 % des Materials sind (fast ausschließlich) Wasser. Dieser niedrige TM-Gehalt wird mit Prozesswasser eingestellt, wenn das Material nicht von sich aus schon die gewünschte Feuchte aufweist. Bei den Nassvergärungsverfahren (Abbildung 2) wird durch die Zugabe von Flüssigkeit (i.d.R. Presswasser aus der Gärrestaufbereitung) das Substrat auf einen Trockensubstanzgehalt von bis zu 15 % angemaischt, so dass es pump- und rührfähig ist.

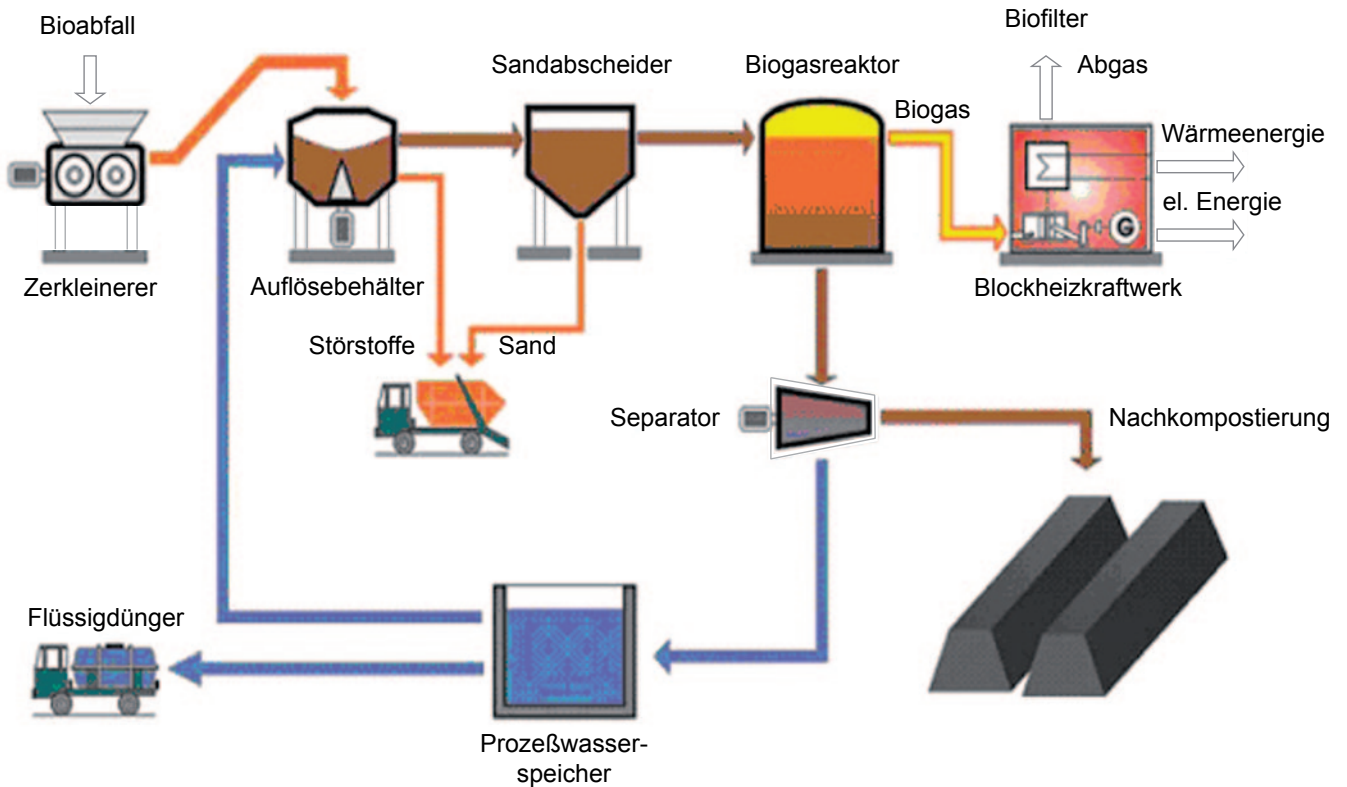


Abbildung 2: Schema der kontinuierlichen Nassvergärung von Bioabfällen am Beispiel BTA (Quelle: Fa. BTA)

In den letzten Jahren wurden einige Neuentwicklungen im Bereich der Teilstromvergärung im Nassverfahren umgesetzt. Gemeinsam ist den Verfahrensvarianten, dass aus der Bioabfallfraktion ein flüssiger Teilstrom zur Fermentation gewonnen wird. Der feste Teilstrom des Bioabfalls wird kompostiert. Unterscheidungsmerkmal der Varianten ist die Art der Gewinnung der flüssigen Fraktion, wobei sowohl Presssaftverfahren (z.B. Mashseparatoren, siehe Abbildung 3) als auch Perkolationstechnologien eingesetzt werden.

### Trockenvergärung

Bei trockenem Verfahren beträgt der TM-Gehalt über 25 % und liegt meist zwischen 30 und 35 %. Die Bezeichnung „trocken“ ist bei Wassergehalten von 65 - 75 % nicht ganz wörtlich zu nehmen und dient mehr zur Abgrenzung von den nassen Verfahren. Das Material ist zähpastös bis stichfest. (Bei den so genannten „semitrockenen“ Verfahren liegt der TM-Gehalt um 20 %).

Kontinuierliche Trockenverfahren arbeiten bei Feststoffgehalten zwischen 20 % und 40 %. Feststoffgehalte oberhalb von 40 % führen zu Abbauehemmungen infolge von Wassermangel. Bei der kontinuierlichen Trockenfermentation wird das Inputmaterial ebenfalls vor der Fermentation mit Presswasser aus der Gärrestaufbereitung verdünnt, um entsprechende Trockensubstanzgehalte einzustellen.

Technologisch kommen liegende oder aufrecht stehende Fermenter zum Einsatz, durch die das Material gleich einem „Pfropfen“ kontinuierlich hindurch transportiert und fermentiert (Pfropfenstromfermenter) wird.

Seit einigen Jahren kommen u.a. bei der Vergärung von Rest- oder Bioabfällen sogenannte Perkulationsverfahren oder Boxenvergärung zum Einsatz (Abbildungen 5 und 6).

Bei dieser diskontinuierlichen Trockenvergärung wird das stapelfähige Material in abgeschlossenen Boxen mit Perkolat beriebelt, wodurch in den Boxen Biogas entsteht. Zusätzlich wird auch Biogas aus dem Perkolatspeicher gewonnen.



Abbildung 3: Mashseparator mit Mischbehälter im Hintergrund und Schneckenpresse

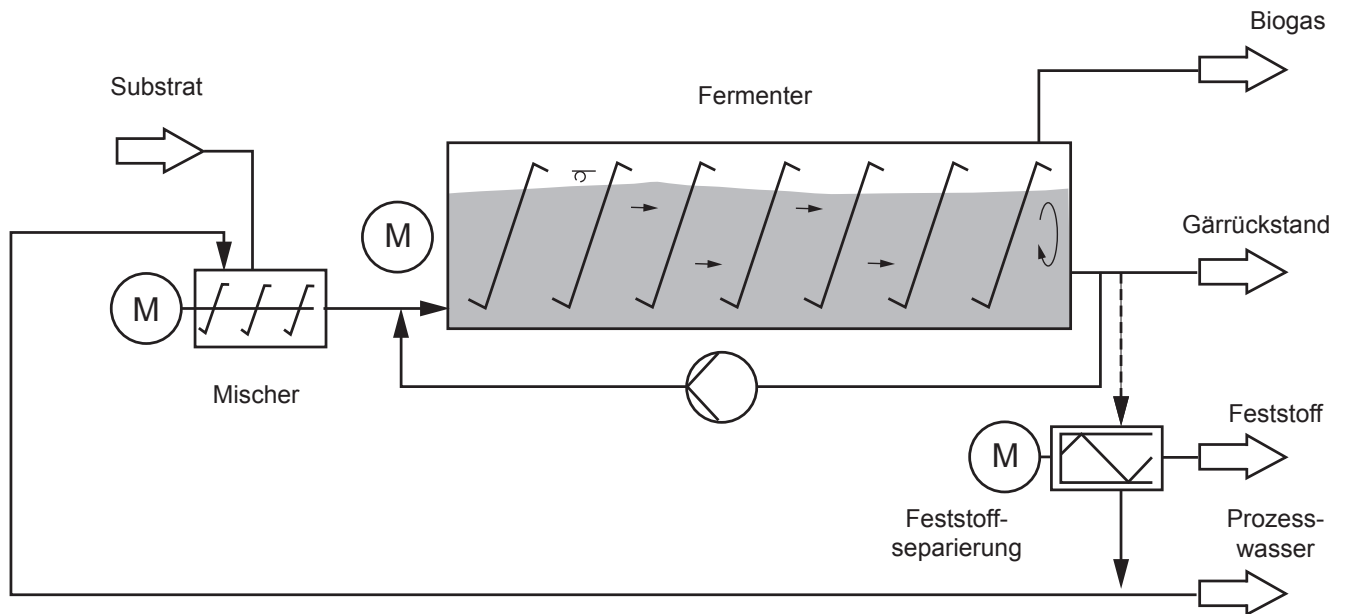


Abbildung 4: Kontinuierliche Trockenvergärung am Beispiel Kompogas (Quelle: Fa. Kompogas)

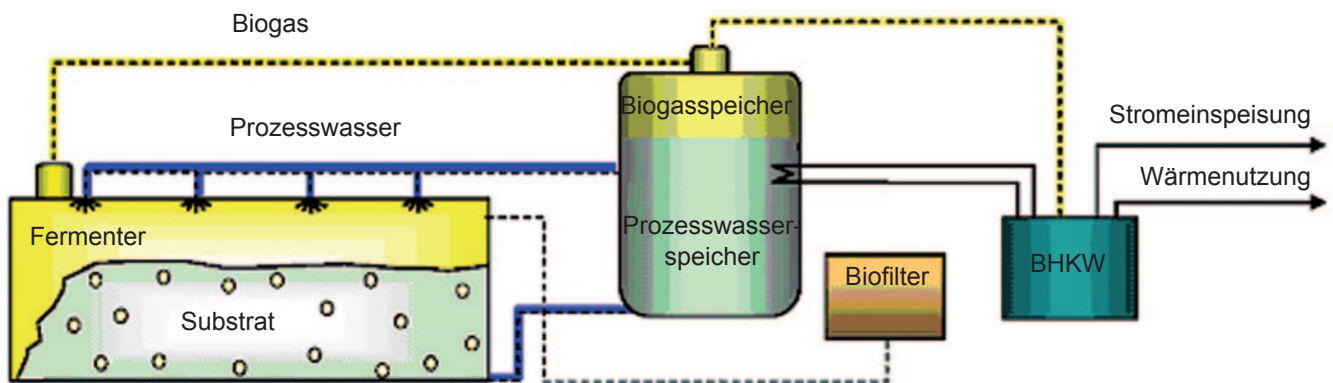


Abbildung 5: Schema der Vergärung von Bioabfällen/diskontinuierliche Trockenvergärung (simultane Nass-/Trockenvergärung, Beispiel Fa. Looock) (Quelle: Fa. Looock)

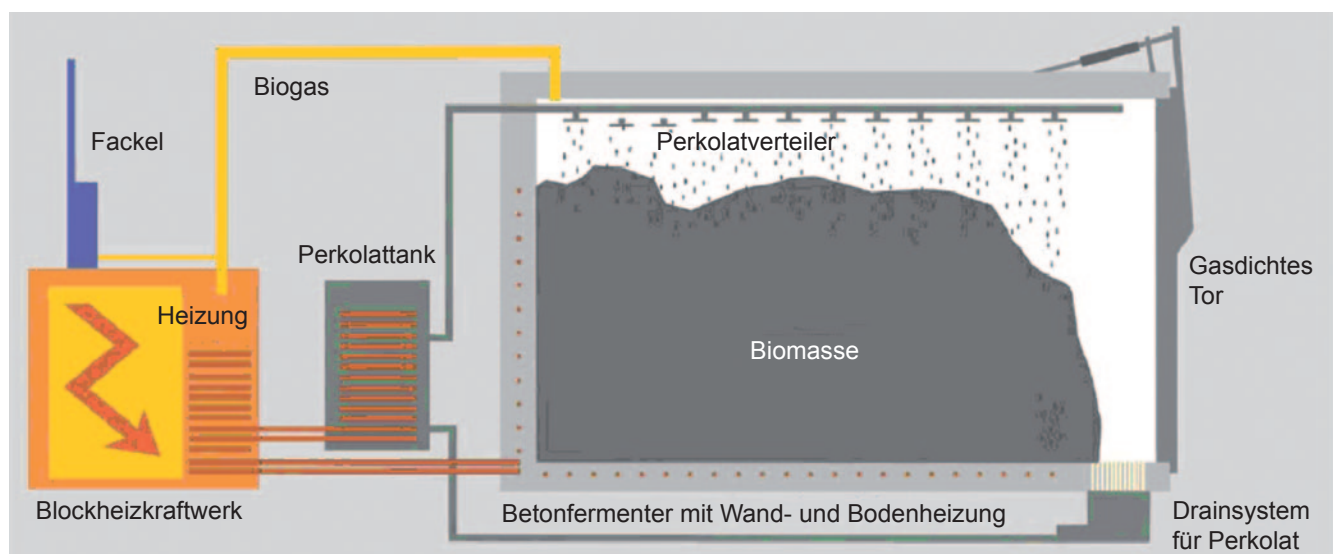


Abbildung 6: Schema der Vergärung von Bioabfällen/diskontinuierliche Trockenvergärung (Trockenvergärung, Beispiel Fa. Bekon) (Quelle: Fa. Bekon)

### Einstufige/zwei- bzw. mehrstufige Verfahren

Nach der Aufbereitung erfolgt der eigentliche Prozess der Vergärung als Einstufen- oder Zweistufen- (z.T. auch Mehrstufen-) Prozess.

Beim Einstufenprozess werden Hydrolyse, Säure-, Essigsäure- und Methanbildung räumlich in einem Reaktor durchgeführt. Einstufige Verfahren sind durch eine relativ einfache Verfahrenstechnik gekennzeichnet und werden als Nass- und als Trockenverfahren angeboten. Sie können mesophil (30 - 40 °C) oder auch thermophil (50 - 60 °C) betrieben werden, wobei die thermophile Fahrweise im Hinblick auf die erforderliche Hygienisierung Vorteile aufweist. Da die biologischen Phasen unterschiedliche Milieuanprüche haben, stellt der Ablauf in einem einzigen Reaktor einen Kompromiss der verschiedenen biologischen Bedingungen dar, der zwangsläufig zu einer geringeren Leistung führen muss als beispielsweise bei Zwei- oder Mehrstufensystemen, bei denen in jeder Stufe die biochemischen Bedingungen optimal auf die Mikroorganismen abgestimmt werden können. Die geringere Abbauleistung von Einstufenprozessen wird in der Regel durch eine längere Aufenthaltszeit im Reaktor ausgeglichen (zwei bis vier Wochen).

Bei Zweistufenprozessen werden die Hydrolyse und die Säurebildung von der Methanisierung räumlich weitgehend getrennt. Das hat den Vorteil, dass die methanogenen Bakterien der zweiten Stufe nicht durch eine starke Säurebildung und einen damit verbundenen niedrigeren pH-Wert (< 7) gehemmt werden können. Zweistufige Prozesse sind apparativ aufwendiger als einstufige. Ihr Vorteil liegt jedoch in der großen Abbauleistung und der daraus resultierenden kurzen erforderlichen Verweilzeit im Reaktor.

Eine Erweiterung des Zweistufenprozesses stellen mehrstufige Verfahren dar. Bei vielen Verfahren findet eine Feststoffabtrennung nach der Hydrolysestufe statt. Das verbleibende säurereiche Prozesswasser wird der Methanisierungsstufe zugeführt.

Bei manchen Verfahren wird nach dem Hydrolysereaktor eine Fest-/Flüssigtrennung durchgeführt, so dass nur die flüssige Fraktion dem Methanreaktor zugeführt werden muss, während die feste Fraktion dem zu kompostierenden Material untergemischt wird.

### Mesophile/thermophile Verfahren

Ein weiteres Unterscheidungsmerkmal der Vergärungsverfahren ist die Prozesstemperatur, die in der Praxis entweder im mesophilen Bereich zwischen 33 °C und 37 °C oder bei thermophilen Temperaturen zwischen 55 °C und 60 °C eingestellt wird. Die Temperatur wird i.d.R. durch entsprechendes Beheizen der Fermenter eingestellt. Die Heizenergie wird aus der Abwärme der Verstromung gewonnen. Dieser Anteil, der bei thermophilen Verfahren höher ist, steht allerdings einer externen Wärmenutzung nicht mehr zur Verfügung.

Die Prozesstemperatur übt einen maßgeblichen Einfluss auf die Abbaurate und die Gasausbeuten aus. Bei thermophiler Betriebsweise werden höhere Gasausbeuten und Abbauraten erreicht. Demgegenüber ist die mesophile Betriebsweise durch eine höhere Prozessstabilität gekennzeichnet.

Während im thermophilen Bereich eine Hygienisierung im Fermentierungsprozess sicher erreicht wird, ist bei mesophiler Betriebsweise ein separater Hygienisierungsschritt im Anschluss an die Vergärung erforderlich. In der Regel erfolgt dieser in der nachgeschalteten aeroben Gärrestbehandlung für feste Gärrückstände. Bei den Boxenverfahren entstehende Perkolatüberschussmengen sind als Voraussetzung einer landwirtschaftlichen Verwertung separat durch Erhitzen zu hygienisieren bzw. zu entsorgen.

Ein mesophiler Anlagenbetrieb ist bei allen Vergärungsverfahren möglich. Thermophil werden bislang nur kontinuierliche Verfahren betrieben.

### Verfahrensschritte und Stoffflussdiagramme der Vergärung

Die nachstehenden Stoffflussdiagramme geben exemplarisch einen Überblick über die einzelnen Verfahrensschritte und die jeweilige Lenkung der Mengenströme einer diskontinuierlichen und einer kontinuierlichen Trockenfermentation im Boxenverfahren bzw. Pfropfenstromverfahren. Hierbei ist zu beachten, dass es sich jeweils um den grundsätzlichen Verfahrensablauf handelt.

Insbesondere bei der Boxenvergärung bestehen je nach Hersteller sehr unterschiedliche Varianten der Ausgestaltung der einzelnen Verfahrensschritte. Deutliche Unterschiede bestehen vor allem bei der Rückführung von Gärrest zum Animpfen des Materials sowie bei der Gestaltung der Aerobisierung und Hygienisierung/Nachrotte.

### Energetische und ökonomische Kennzahlen für die Vergärung

#### Gas- und Energieertrag

Durch den Stoffwechsel der bei der Vergärung beteiligten Mikroorganismen entstehen zwischen 80 und 130 Nm<sup>3</sup> Biogas pro Tonne Bioabfall (Vergleich Energiemais: 170 Nm<sup>3</sup>/Mg, Methangehalt 52 %).

Die Gasmenge ist stark abhängig vom Inputmaterial und dem Vergärungsverfahren. Der Energiegehalt wird bestimmt durch den Methananteil, welcher zwischen 50 % und 75 % liegt. Bei gut eingestellten Anlagen für Bioabfall werden Werte von 55 - 60 % erreicht. Somit bleibt der größte Teil der in den Inputmaterialien enthaltenen Energie in Form von Methan erhalten. Abbildung 9 gibt eine Übersicht über die Spannbreite der Gaserträge der verschiedenen Vergärungsverfahren.

## Stoffflussdiagramm Vergärung Boxen

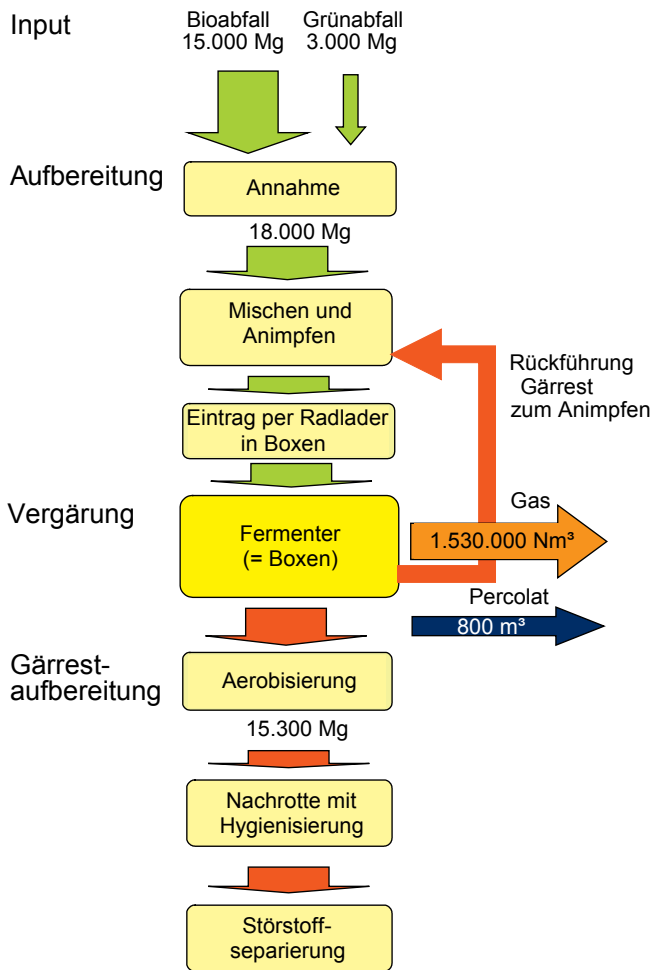


Abbildung 7: Typisches Stoffflussdiagramm Boxenvergärung (diskontinuierliche Trockenfermentation) (Quelle: Witzenhausen-Institut 2008)

Biogas aus der anaeroben Behandlung organischer Materialien zeichnet sich vor allem, je nach Inputmaterial, durch Methangehalte von 50 - 75 % sowie 25 - 50 % Kohlendioxid aus. Wertgebender Bestandteil, der energetisch genutzt werden kann, ist das Methan. Durch geeignete Aufbereitungsschritte, dies sind in der Regel Schritte zur Anreicherung des Methananteils durch CO<sub>2</sub>-Ausschleusung, kann Biogas auf Erdgasqualität aufkonzentriert werden.

Weiter sind für die Qualität des Biogases der Wasserdampfgehalt sowie der Schwefelwasserstoffanteil (H<sub>2</sub>S) bedeutsam – beide Stoffe können zu Problemen bei der Gasverwertung (Korrosion) führen.

Der untere Heizwert von einem Kubikmeter Biogas, der maßgeblich vom CH<sub>4</sub>-Gehalt bestimmt wird, liegt je nach Gasqualität zwischen 5,0 bis 6,5 kWh/m³.

Je nach Vergärungsverfahren können unterschiedliche Gaserträge aus dem Verfahren gewonnen und einer

## Stoffflussdiagramm Vergärung Pfpfenstrom

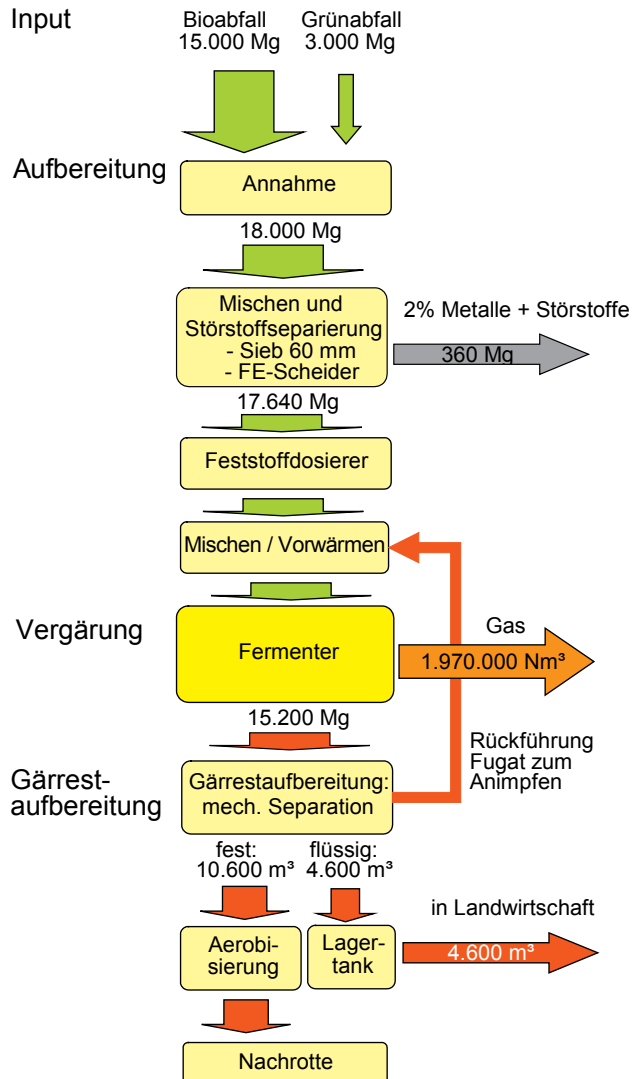


Abbildung 8: Typisches Stoffflussdiagramm Pfpfenstromvergärung (kontinuierliche Trockenfermentation) (Quelle: Witzenhausen-Institut 2008)

energetischen Nutzung zugeführt werden. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass bei dem Percolat oder Presssaftverfahren nur Teilströme behandelt werden.

Ein Teil der über die Gasausbeute gewonnenen Energie wird in Form von Wärme und Strom für den Anlagenbetrieb benötigt. Der Eigenbedarf bei der diskontinuierlichen Trockenfermentation (mesophil) ist am niedrigsten (3 - 10 % Eigenstrombedarf und 10 - 20 % Prozesswärmebedarf).

Die kontinuierliche Trockenfermentation (thermophil) liegt mit dem Eigenverbrauch an Energie im Mittelfeld, weist jedoch je nach Verfahrensgestaltung erhebliche Unterschiede auf (z.B. deutlich höherer Wärmebedarf bei thermophilem Betrieb).

Bei der Nassfermentation (thermophil) wird insgesamt mehr Strom und Wärme benötigt als bei den anderen Verfahren. Jedoch auch hier besteht je nach Verfahrensgestaltung und Prozessführung eine große Spannweite.

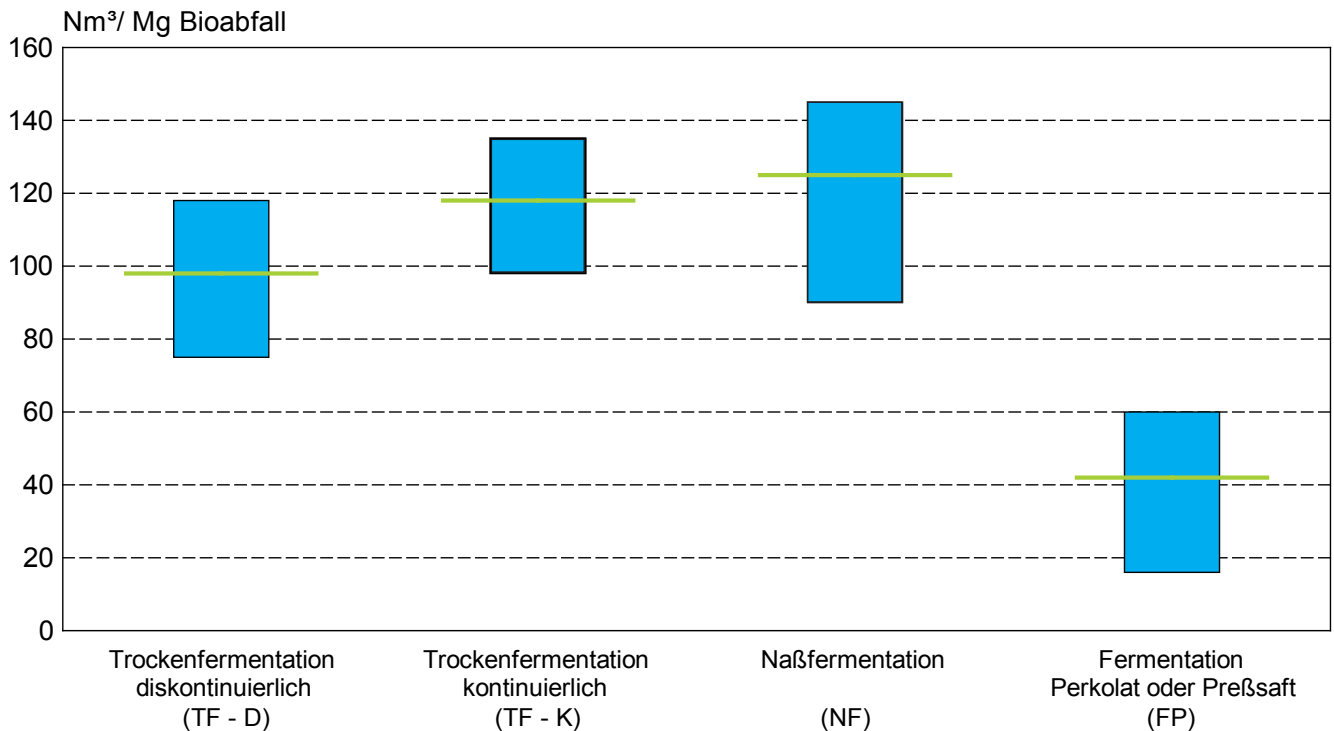


Abbildung 9: Bioabfallvergärung: spezifische Gaserträge je Mg Bioabfall differenziert nach Vergärungsverfahren (Datengrundlage: modifizierte Herstellerangaben 2008 und eigene Recherchen)

## Kosten und Erlöse der Vergärung

### Kosten

Vergärungsverfahren im Batchbetrieb erfordern geringere Investitionen als kontinuierliche Nass- oder Trockenvergärungsanlagen, erzielen aber andererseits niedrigere Gasertäge. Zudem ist zu berücksichtigen, ob eine Vergärungsanlage als Vorschaltanlage in eine vorhandene Kompostierung integriert werden kann und damit wesentliche Verfahrensabschnitte für die Gärrestbehandlung mitgenutzt werden können oder ob es sich um eine neue eigenständige Anlage handelt.

Bei den spezifischen Betriebskosten für Vorschaltanlagen ist bei den technisch aufwendigen Anlagentypen von Zusatzkosten in Höhe von 40 €/Mg bis 55 €/Mg (ohne Erlöse) auszugehen, wobei mit steigender Anlagenkapazität eine Kostendegression besteht.

### Erlöse

Die Gesamtaufwendungen der Vergärung von Bioabfällen werden wesentlich durch die Energieerlöse für Strom und Wärme bestimmt. Die Vergärung von Bioabfällen ist durch die Novellierung des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG) im Jahr 2008 deutlich interessanter geworden. Für Biogas aus Bioabfällen wird bei der stofflichen Nutzung des festen Gärrestes zusätzlich zur Grundvergütung ein Technologie-Bonus „Bioabfallbonus“ von 2 Cent pro kWh gewährt.

Weitere Erlöse sind durch die Nutzung der anfallenden Abwärme aus der Stromerzeugung zu generieren. Der Erlös bei der Bioabfallvergärung wird wesentlich durch folgende Faktoren mitbestimmt:

- Biogaserträge (verfahrens- und substratabhängig)
- Verwertungs- und Absatzwege der Gärreste (insbesondere Press- bzw. Überschusswasser als Düngekonzentrat oder Abwasser)
- Geeignete Wärmekonzepte und Verkauf von Überschusswärme

### Fazit

Der Vergärung von Bioabfällen wird zukünftig ein deutlich höherer Stellenwert zukommen als gegenwärtig. Insbesondere die zusätzliche Vergütung von 2 Cent/kWh bei der Vergärung von Bioabfällen bei stofflicher Nutzung des Gärrestes wird dazu beitragen, dass die Vergärung auch wirtschaftlich attraktiver wird. Nach Einschätzung des Witzenhausen-Instituts ist davon auszugehen, dass mittelfristig über 100 Kompostierungsanlagen um einen aeroben Behandlungsschritt zur Biogaserzeugung erweitert werden. Dies ist vor allem auch deshalb realisierbar, weil ein Großteil der Kompostierungsanlagen abgeschrieben ist und entsprechende neue Investitionen anstehen.

Welche Vergärungstechnik favorisiert wird, wird maßgeblich von den vorgegebenen Inputmaterialien sowie den spezifische Randbedingen vor Ort bestimmt werden und ist in jedem Einzelfall zu überprüfen. Eine eindeutige Präfe-

rierung der Trockenfermentationsverfahren, wie es bisher durch den zusätzlichen Bonus von 2 Cent/KWh für die Trockenvergärung gegeben war, wird zukünftig bei dem verfahrensneutralen Technologiebonus für die Vergärung von Bioabfällen bei anschließender stofflicher Nutzung des Gärrestes nicht mehr gegeben sein.

Nichtsdestotrotz wird die Kompostierung von Bio- und Grünabfällen auch weiterhin zentrales Standbein der biologischen Abfallbehandlung bleiben. Die Gewinnung und der Einsatz von qualitativ hochwertigen Komposten und Gärresten werden auch zukünftig einen wichtigen Beitrag als Humus- und Nährstofflieferant sowie als Bodenverbesserer in Deutschland leisten.

# Wie bemisst sich der biogene Anteil von Abfällen?

Prof. Dr. Helmut Rechberger und Johann Fellner, Technische Universität Wien, Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft

## Einleitung

Müllverbrennungsanlagen (MVA), die nach dem Stand der Technik operieren, erzeugen Strom und/oder Wärme. Weiters sind sie Emittenten von CO<sub>2</sub>. In diesem Zusammenhang sind zwei EU-Richtlinien von Bedeutung. Einerseits ist dies die Richtlinie zur Förderung Erneuerbarer Energien (2001/77/EG) [1], die in einigen Mitgliedsstaaten dahingehend umgesetzt wurde, dass jener Anteil des in einer MVA erzeugten Stroms, der aus erneuerbaren Quellen (Biomasse) stammt, förderfähig ist. Das bedeutet, dass der Anlagenbetreiber für den „erneuerbaren“ Strom, den er ins Netz speist, eine höhere Vergütung erhält. Die zweite relevante Richtlinie (2003/87/EG) [2] regelt den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft. Dabei gilt es für CO<sub>2</sub>-Emissionen fossilen Ursprungs Emissionszertifikate zu erwerben. Derzeit sind MVA noch vom Zertifikatshandel ausgeschlossen. Es gibt jedoch Hinweise, dass sich dies nach 2012 ändern könnte. Speziell für die Industrie sind biogene Abfälle bereits gegenwärtig eine Möglichkeit Energiebedarf und Kosten für CO<sub>2</sub>-Zertifikate voneinander zu entkoppeln. Alles in allem zeigt sich, dass es einen zunehmenden Bedarf an Methoden zur verlässlichen Bestimmung folgender Messwerte gibt:

- Anteil an Strom, der aus erneuerbaren Quellen im Abfall erzeugt wird; dies könnte ev. auch für die erzeugte Wärme gelten.
- Verhältnis zwischen biogenem und fossilem Kohlenstoff im Abfall; das entspricht dem Verhältnis zwischen biogenen und fossilen CO<sub>2</sub>-Emissionen der Anlage.
- Gesamtemissionen an biogenem und fossilem CO<sub>2</sub> der Anlage.

Derzeit sind vier Ansätze zur Bestimmung dieser Größen bekannt [3].

## Methoden zur Bestimmung des biogenen Anteils in Abfällen

### Sortieren von Abfällen

Die bisherige Standardmethode, um den biogenen Anteil zu bestimmen, war das Abfallgemisch in möglichst sortenreine Materialfraktionen zu trennen und Heizwert und Kohlenstoffgehalt der einzelnen Fraktionen zu ermitteln.

Die Nachteile dieser Methode sind:

1. Trotz aufwendigster Sortierung kann eine mehr oder weniger große Restfeinfraktion nicht mehr den Attributen fossil oder biogen zugeordnet werden. Von Abfallsortier-

kampagnen weiß man, dass dieser Anteil bis zu 30 % betragen kann.

2. Die Abfallzusammensetzung weist in der Regel große Schwankungen auf. So zeigen verschiedene Untersuchungen [4], dass die Abfallzusammensetzung innerhalb eines Tages aber auch über mehrere Tage relevant schwankt und daher eine einzelne Sortieranalyse von mehreren Tonnen Abfall nur eine Momentaufnahme darstellt. Um verlässliche Durchschnittsergebnisse zu erhalten, müssten daher sehr große Mengen an Abfällen sortiert werden (in der Größenordnung von hunderten Tonnen) und damit ist der 3. Nachteil gegeben: die hohen Kosten einer solchen Bestimmung.

### Selektive Lösungsmethode

Eine alternative Methode ist die sogenannte selektive Lösungsmethode, bei der eine Abfallprobe in ein Gemisch aus Schwefelsäure und Wasserstoffperoxid gegeben wird [5]. Die Lösungsmethode wurde ursprünglich zur Bestimmung des biologisch abbaubaren Anteils in Komposten entwickelt [6]. Für den vorliegenden Zweck hat sie nach Meinung der Autoren zwei Nachteile: einige biogene Materialien wie z.B. Lignin lösen sich nicht auf in der Mixtur, während es einige Materialien fossilen Ursprungs gibt, die sich wiederum doch auflösen. Man hat es hier also mit einem „systematischen“ Fehler zu tun, der nicht quantifizierbar ist und somit nicht adäquat berücksichtigt werden kann. Der zweite Nachteil des Verfahrens ist der, dass große Abfallmengen zu Analysenproben von wenigen Gramm verjüngt werden müssen. Hier gilt der gleiche Anspruch an eine repräsentative Probenahme wie für Sortieranalysen. Obwohl in der Vergangenheit immer wieder versucht, zeigt sich, dass die direkte Abfallbeprobung kaum machbar ist und andere Ansätze wesentlich verlässlichere Resultate liefern [7]. Dies sind jedenfalls nicht zu unterschätzende Schwierigkeiten und es ist aus der Sicht der Autoren nicht klar, wie man mit den beiden Methoden zu verlässlichen Resultaten bei vertretbarem Aufwand kommen soll.

### Radiokarbonmethode

Eine weitere Bestimmungsmethode ist das sogenannte C14-Verfahren (auch als Radiokarbon-Verfahren benannt). Dabei wird entweder im Abfallinput oder im Abgas der MVA das Isotopenverhältnis von <sup>12</sup>C zu <sup>14</sup>C gemessen und anhand dessen das Verhältnis zwischen biogenem und fossilem Kohlenstoff bestimmt [8], [9]. Um aus diesem Verhältniswert das schlussendlich gesuchte Endresultat (fossile CO<sub>2</sub>-Fracht bzw. erneuerbarer Stromanteil) zu erhalten, sind ähnliche Berechnungen (inklusive der Verwendung von Literaturangaben über die chemische Zu-

sammensetzung der organischen Substanz im Abfall) wie in der später vorgestellten Bilanzen-Methode erforderlich. Daher, und auf Grund einer signifikanten Änderung des  $^{12}\text{C}$  zu  $^{14}\text{C}$  Verhältnisses in der Atmosphäre als Resultat der Atombombentests in den 50er und 60er Jahren und der damit verbundenen Fehlermöglichkeit sind die Unsicherheitsbereiche der C14-Methode und der im folgenden vorgestellten Bilanzen-Methode sehr ähnlich. Dies haben Vergleichsmessungen der EMPA bestätigt [10]. Fellner und Rechberger haben die Unsicherheiten, die sich durch die erwähnten Bombentests ergeben, abgeschätzt [11]. Damit haben die beiden letztgenannten Methoden gemein, dass die Unsicherheit des Ergebnisses mathematisch-statistisch angegeben werden kann, was bei Sortieranalysen und Lösungsmethode kaum möglich ist, jedoch für die verlässliche Einschätzung des Endergebnisses zwingend erforderlich ist. Die C14-Methode, gleich ob input- oder outputseitig angewandt, bedarf zusätzlicher Aufwendungen für Probenahme und Analyse. Wird sie outputseitig eingesetzt, so hat die Radiokarbonmethode wie auch die Bilanzen-Methode den großen Vorteil, dass praktisch der gesamte Müll, der durch eine Anlage geht, beprobt wird. Es entfällt damit die mit großer Unsicherheit behaftete Probenahme im Müllinput.

### Bilanzenmethode

#### Beschreibung

Die an der TU Wien entwickelte Bilanzen-Methode [12,13] wurde dahingehend konzipiert, dass sie die wesentlichen Nachteile der oben genannten Methoden nicht aufweist.

Es müssen infolgedessen keine Abfälle sortiert, keine repräsentativen Analysenproben hergestellt und keine zusätzlichen Messaufwendungen getätigt werden. Das Ergebnis, der wahrscheinlichste Wert und der zugehörige Unsicherheitsbereich, wird in der Bilanzen-Methode aus vorhandenen Kenntnissen über die chemische Zusammensetzung organischer Materialien und Standardmessdaten von der Anlage mathematisch-statistisch hergeleitet. Im Konkreten stützt sich die Bilanzenmethode auf den Abgleich von theoretischen Bilanzgleichungen mit messbaren Betriebsgrößen. Zu beachten ist, dass alle Stoff- und Messdaten mit ihren Unsicherheitsbereichen in die Modellrechnung eingehen. Mithilfe nicht-linearer Ausgleichsrechnungsalgorithmen lassen sich aus dem Gleichungssystem die gesuchten Größen (Energieträgeranteile und fossile  $\text{CO}_2$ -Emission) bestimmen. Durch die Verwendung von laufend erfassten Betriebsparametern für die Berechnung werden Änderungen in der Abfallzusammensetzung automatisch erkannt und berücksichtigt. Insgesamt werden 6 Gleichungen herangezogen:

- Massenbilanz
- Aschenbilanz
- Kohlenstoffbilanz
- Energiebilanz
- Sauerstoffverbrauchsbilanz
- Differenz aus Sauerstoffverbrauch und Kohlendioxidproduktion

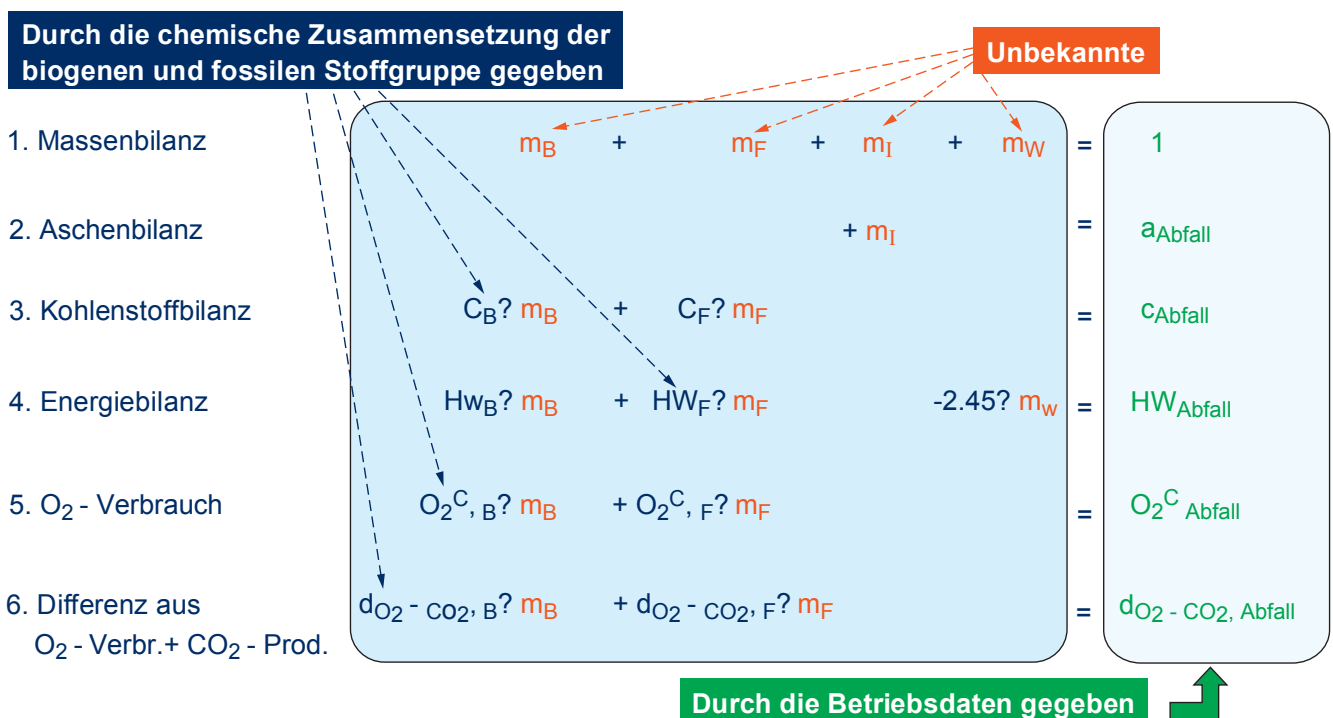


Abbildung 1: Vereinfachte Darstellung der Bilanzgleichungen: Bekannte Stoffdaten werden über ein Gleichungssystem mit Messwerten einer MVA verglichen, die Unbekannten wie bspw. Masse an Biogenem und Fossilem werden dabei berechnet.

Die Berechnung beinhaltet vorab Plausibilitätstests der Eingangsparameter. Die anschließenden Berechnungen gemäß Bilanzenmethode werden nur für jene Zeiträume durchgeführt, in denen die Plausibilitätstests der Parameter positiv verlaufen. Je besser die Messinstrumente durch den Betreiber gewartet und kontrolliert werden, desto geringer sind die Zeiträume unplausibler Datenaufzeichnungen. Die Ergebnisse der Berechnung werden abschließend auf den gesamten Bilanzierungszeitraum und damit die gesamte verbrannte Abfallmasse hochgerechnet. Erfahrungen aus der Routineanwendung der Methode zeigen, dass aufmerksame Betreiber, die die Messeinrichtungen regelmäßig kontrollieren und justieren, leicht auf 80 % plausible Daten kommen können.

Die Vorteile der Bilanzen-Methode gegenüber bestehenden alternativen Bestimmungsverfahren sind:

- Kosteneinsparung von über 95 % gegenüber Alternativverfahren bei höherer Genauigkeit
- Unsicherheiten der Ergebnisse werden miterfasst und betragen weniger als 5 % (relativ)
- Jahreszeitliche Schwankungen der Abfallzusammensetzung werden berücksichtigt
- Es sind keine neuen Messgeräte oder Messeinrichtungen erforderlich
- Auch rückwirkende Ermittlung (aus bekannten Betriebsdaten) ist möglich
- Es erfolgt eine automatische Kontrolle der gemessenen Betriebsparameter

Das entwickelte Verfahren wird bereits im Routinebetrieb in drei österreichischen Müllverbrennungsanlagen (Wels, Dürnrohr und Arnoldstein) angewendet. Darüber hinaus gibt es konkrete Anfragen von Betreibern aus Belgien, Deutschland, Schweiz und Polen.

Die Bilanzen-Methode wurde von der TU Wien in Österreich patentiert und ist europaweit zum Patent angemeldet. Aufgrund der sich abzeichnenden Entwicklung der europäischen Gesetzeslage und der deutlichen Vorteile gegenüber Alternativverfahren besitzt die Methode ein erhebliches

Marktpotential, das sich derzeit noch auf klassische Müllverbrennungsanlagen beschränkt. Um zukünftig auch jene Abfälle charakterisieren zu können, die im Rahmen der industriellen Mitverbrennung eingesetzt werden (z.B. in der Zementproduktion), wird aktuell an einer Adaptierung des Verfahrens gearbeitet.

### Validierung

Es liegt in der Natur der Aufgabenstellung, dass der wahre Wert der Abfallzusammensetzung nicht bekannt ist und es daher keine wirkliche Überprüfung gibt, inwieweit die verschiedenen Methoden den wahren Wert bestimmen können. An dieser Stelle wird kurz auf zwei Untersuchungen eingegangen, die eine gewisse Validierung der Bilanzen-Methode bzw. der Radiokarbonmethode bedeuten.

Einerseits wurden in einer Studie das Verhältnis zwischen biogenem und fossilem Kohlenstoff im Input dreier Schweizer Müllverbrennungsanlagen über den Zeitraum von je einem Monat mit der Radiokarbonmethode und der Bilanzen-Methode durchgeführt. Alle Messungen für Radiokarbonmethode und Bilanzen-Methode wurden von der EMPA und der Universität Bern mit größter Sorgfalt durchgeführt [10]. Es zeigte sich, dass die Abweichungen zwischen den beiden Methoden sehr klein waren und jedenfalls innerhalb der Schwankungsbreiten der jeweiligen Resultate lagen (vergl. Tabelle). Dies ist ein Indiz dafür, dass beide Methoden im Stande sind, den wahren Wert mit einer akzeptablen Genauigkeit zu ermitteln. Zu bemerken ist allerdings, dass hier nur das Verhältnis zwischen biogenem und fossilem Kohlenstoff bestimmt wurde. Für die Radiokarbonmethode müssten je nach Fragestellung noch CO<sub>2</sub>-Gesamtemissionen und Abgasmenge berücksichtigt werden bzw. über Annahmen auf die Energieinhalte von fossilem und biogenem Material geschlossen werden. Die damit verbundene Erhöhung der Unsicherheit des Endresultates gilt für die Bilanzen-Methode auf Grund ihres auf einer Ausgleichsrechnung basierenden Ansatzes nicht. Das bedeutet, dass die Bilanzen-Methode das Verhältnis zwischen biogenem und fossilem Kohlenstoff mit ähnlich großer Unsicherheit wiedergibt als das Verhältnis zwischen den CO<sub>2</sub>-Gesamtemissionen oder den Heizwertanteilen.

| Anteil fossile CO <sub>2</sub> -Emissionen [%] |            |            |            |            |
|------------------------------------------------|------------|------------|------------|------------|
|                                                | KVA A      | KVA B      | KVA C      |            |
| <sup>14</sup> C Methode                        | 47.3 ± 2.6 | 47.9 ± 8.2 | 48.8 ± 6.9 | 47.6 ± 1.5 |
| Bilanzenmethode                                | 48.1 ± 2.6 | 48.2 ± 2.8 | 50.3 ± 3.6 | 48.9 ± 2.4 |
| Differenz (absolut)                            | - 0.8      | - 0.3      | - 1.5      | - 0.9      |

Messung des Anteils fossiler CO<sub>2</sub>-Emissionen für drei Schweizer Kehrrichtverbrennungsanlagen (KVA) [10]

Biomassebürtiger Heizwertanteil [%]

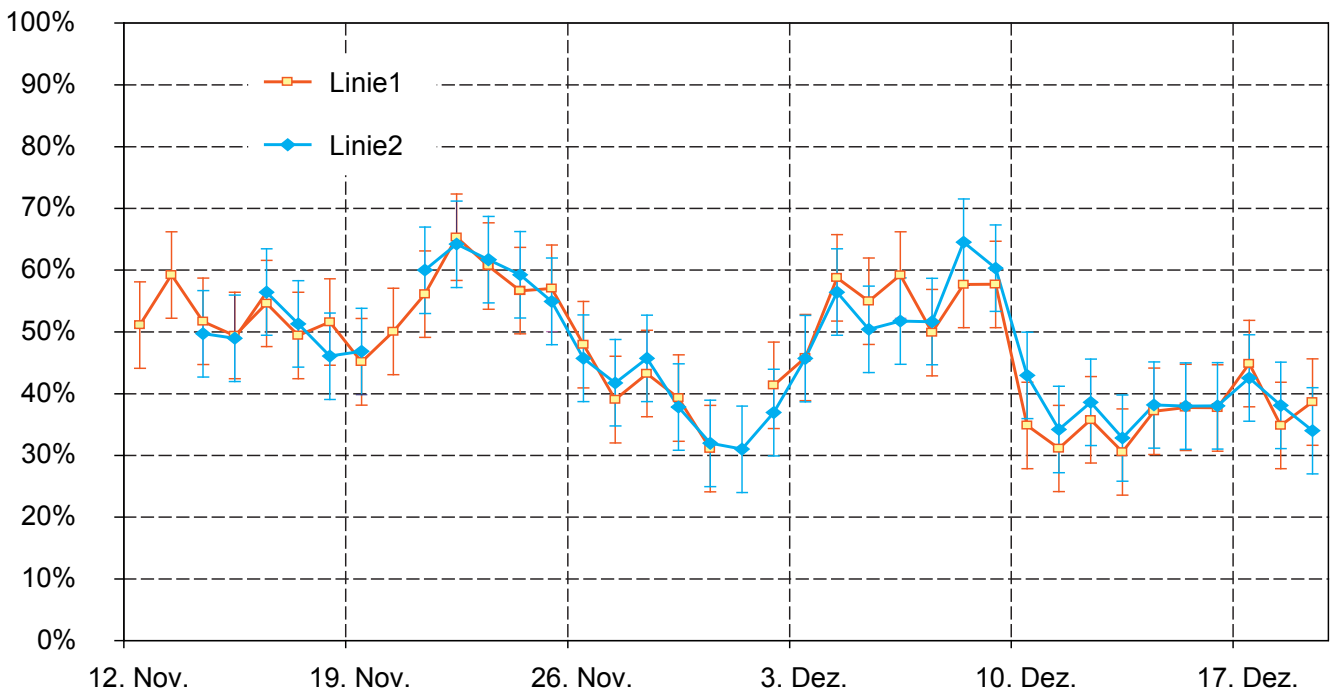


Abbildung 2: Ermittlung des biomassebürtigen Heizwertanteils (Tagesmittelwerte) an einer Müllverbrennungsanlage mit zwei völlig unabhängigen Linien.

Ein aus der Sicht der Autoren mindestens gleichwertiger Beweis ist eine Messkampagne an einer Anlage mit zwei völlig getrennten Linien, die aus demselben Bunker gespeist werden. Abbildung 2 zeigt Tagesmittelwerte über den Zeitraum von ca. einem Monat aus einem solchen Versuch. Völlige Deckung beider Linien wäre nicht plausibel, da trotz bester Homogenisierung des Mülls im Bunker kein identischer Input für beide Linien erreicht werden kann. Andererseits ist es kaum erklärlich, dass die augenscheinliche Synchronisierung der beiden Kurven nur durch Zufall entstanden ist.

## Zusammenfassung

Von den zur Verfügung stehenden Methoden zur Bestimmung des biogenen Anteils im Restmüll sind nach Sicht der Autoren lediglich die Bilanzen-Methode und die Radiokarbonmethode akzeptabel. Die Bilanzen-Methode wird im Gegensatz zur Radiokarbonmethode bereits an einigen Müllverbrennungen im Routinebetrieb eingesetzt und hat dabei bewiesen, dass sie ohne großen technischen und finanziellen Aufwand betrieben werden kann. Verschiedene Versuche zur Validierung der Methode lassen darauf schließen, dass sie verlässliche Resultate liefert. Damit sollte eine für Behörden und Betreiber akzeptable Lösung gefunden sein.

## Literatur

- [1] Europäisches Parlament (2000): Richtlinie 2001/77/EG zur Förderung der Stromerzeugung aus erneuerbaren Energiequellen im Elektrizitätsbinnenmarkt. Amtsblatt der Europäischen Union, L332, 91-111.
- [2] Europäisches Parlament (2003): Richtlinie 2003/87/EG über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft. Amtsblatt der Europäischen Union, L275, 32-46.
- [3] Staber, W., Flamme, S. and Fellner, J., Methods for determining the biomass content of waste, Waste Management and Research, 26(1), 2008, 78-87.
- [4] Morf, L. S., Ritter, E. & Brunner, P. H. (2005): Online-Messung der Stoffbilanz auf der MVA Spittelau, Ergebnisse der Kesseluntersuchungen 2002 und 2003 (Projekt MAPE Spittelau), Endbericht. Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien.
- [5] van Dijk, E. A., Steketee, J. J. & Cuperus, J. G. (2002): Feasibility Study of Three Methods for Determining the Biomass Fraction in Secondary Fuels; Endbericht, TAUW, Deventer, Niederlande.
- [6] Greilich, J. (1988): Methode zur Bestimmung der mikrobiell umsetzbaren organischen Substanz im Kompost aus Hausmüll. Archiv für Acker-, Pflanzenbau und Bodenkunde, 32, (1), 19-21.

[7] Morf, L.S. & Brunner, P.H. (1999): Methoden zur indirekten Bestimmung der Zusammensetzung von Siedlungsabfällen. Hrsg. Hösel, G.; Bilitewski, B.; Schenkel, W.; Schnurer, H., In: Müll-Handbuch, 1755, Erich Schmidt Verlag, Berlin, p. 1-16.

[8] Kneissl, P. (2001): Verfahren zur Bestimmung der Relation von nachwachsenden zu nichtwachsenden Energieträgern. Europäisches Patent WO 02/06730 A1. 7. Juli 2001.

[9] CEN/TR 15591 (2007): Solid recovered fuels - Determination of the biomass content based on the 14C method. Europäisches Komitee für Normierung, Brüssel.

[10] Mohn, J., Szidat, S., Fellner J., Rechberger, H., Quartier, R., Buchmann, B., Emmenegger, L., Determination of biogenic and fossil CO<sub>2</sub> emitted by waste incineration based on 14CO<sub>2</sub> and mass balances, Bioresource Technology, 99, 2008, 6471-6479.

[11] Fellner, J., Rechberger, H., Abundance of 14C in biomass fractions of wastes and solid recovered fuels, Waste Management, accepted.

[12] Rechberger, H., Fellner, J., Cencic, O., Verfahren zur Ermittlung der Anteile biogener und fossiler Energieträger sowie biogener und fossiler Kohlendioxidemissionen beim Betrieb von Abfallverbrennungsanlagen. Müll-Handbuch, Bilitewski, Schnurer, Zeschmer-Lahl (Hrsg.), Erich Schmidt Verlag, 2007, Kapitel 9312, 1-21.

[13] Fellner, J., Cencic, O., Rechberger, H., A new method to determine the ratio of electricity production from fossil and biogenic sources in waste-to-energy plants. Environmental Science and Technology, 2007, Vol 41, No. 7, 2579-2586.



# Erfahrung mit der Herstellung von Holzbrennstoffen

Marcus Bracht, EnBW Biomasse GmbH

## Ausgangssituation

Mit Inkrafttreten des Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) [1] am 1. April 2000 kam es in Deutschland zu einem regelrechten Boom für Kraftwerke, die Biomasse einsetzen, da für Strom aus Biomasse erhöhte Vergütungssätze eingeführt wurden.

Nach einer Erhebung des Bundesverbandes der Altholzaufbereiter (BAV e.V.) [2] waren 2008 in Deutschland 75 Biomassekraftwerke (elektrische Leistung > 5 MW) mit einem jährlichen Holzbedarf in Höhe von 5,8 Mio. Tonnen in Betrieb. Der BAV e.V. geht davon aus, dass der Altholzanfall in Deutschland jährlich 5 - 7 Mio. Tonnen beträgt. Obwohl ein Teil dieser Kraftwerke mit Frischholz betrieben wird, reicht die vorhandene Altholzkapazität nicht aus, um den Bedarf der Kraftwerke zu decken, zumal die stofflichen Verwerter (Spanplattenindustrie) in direkter Konkurrenz mit Kraftwerken stehen, die keine behandelten Hölzer einsetzen können. Biomassekraftwerke, die Frischholz einsetzen, konkurrieren mit der Papierindustrie und den Herstellern von Pellets um den Rohstoff Holz.

Einer der sechs Bestandteile des am 17.12.2008 vom Europäischen Parlament verabschiedeten EU Klimapakets stellt die Richtlinie über erneuerbare Energien [3] dar. Ziel ist es, den Anteil erneuerbarer Energien innerhalb der gesamten EU auf mindestens 20 % im Jahre 2020 zu erhöhen. Deutschland muss hierbei bis 2020 seinen Anteil an erneuerbaren Energien auf 18 % steigern. Daher ist davon auszugehen, dass die Anzahl an holzbefeuerten Kraftwerken zunehmen wird und somit aufgrund der weiter steigenden Nachfrage die Kosten für den Brennstoff Holz steigen werden.

Aufgrund von Vorgaben der Biomasseverordnung [4] erhalten Anlagen, die ihre Genehmigung nach Juni 2004 erteilt bekommen, eine EEG-Stromvergütung nur dann, wenn keine behandelten Hölzer eingesetzt werden. Somit stehen diese Anlagen dann immer in Konkurrenz mit stofflichen Abnehmern.

Neben der nach Ansicht des Autors zum wirtschaftlichen Betrieb eines Kraftwerks zwingend notwendigen Kraft-Wärme-Kopplung ist eine gesicherte Brennstoffversorgung mit einer optimalen Herstellung und effizienten Nutzung des eingesetzten Holzes für einen wirtschaftlichen Kraftwerksbetrieb unerlässlich.

## Mögliche Holzbrennstoffe

Prinzipiell unterscheiden sich in Biomassekraftwerken einzusetzende Hölzer darin, ob es sich um Hölzer im Sinne der Altholzverordnung (AltholzV) [5], also um Abfall, handelt

oder um Restholz, das als Koppel- oder Nebenprodukt anfällt. Dies sind beispielsweise Späne aus Sägewerken oder Schwachholz aus der Durchforstung, also Hölzer, die nicht als Abfälle einzustufen sind. Ebenfalls können Hölzer, die direkt aus dem Wald zum Kraftwerk gelangen, so genannte nachwachsende Rohstoffe (NAWARO-Hölzer), zum Einsatz kommen. Welche Hölzer in Biomassekraftwerken eingesetzt werden können, hängt letztendlich von der jeweiligen Kraftwerksgenehmigung ab. Nach Ansicht des Autors beeinflusst das einzusetzende Holz die Wirtschaftlichkeit eines Biomassekraftwerks maßgeblich. Obwohl in der zweiten Novelle des EEG [6] für den Einsatz von "NAWARO-Hölzern" die Einspeisevergütungen ab 1. Januar 2009 erhöht wurden, reichen diese erhöhten Einspeisevergütungen in vielen Fällen nicht aus, den Preisnachteil beim Einkauf der NAWARO-Hölzer gegenüber Althölzern zu kompensieren. Ebenfalls erscheint es aus ökologischen Gesichtspunkten sinnvoller, Holz vor der thermischen Verwertung erst einer stofflichen Nutzung (Möbel, Spanplatten etc.) zu unterziehen.

Im Folgenden wird der Brennstoff Holz im Sinne der Altholzverordnung betrachtet.



Unbehandelte Althölzer (Quelle: EnBW Biomasse GmbH)



Gemischte Holzabfälle (Quelle: EnBW Biomasse GmbH)

## Altholzkategorien

Die für Deutschland geltenden Altholzkategorien werden in der AltholzV festgelegt (§ 2, Begriffsbestimmungen):

**Kategorie A I:** Naturbelassenes oder lediglich mechanisch bearbeitetes Altholz.

**Kategorie A II:** Verleimtes, gestrichenes, lackiertes oder anderweitig behandeltes Altholz ohne halogenorganische Verbindungen in der Beschichtung und ohne Holzschutzmittel.

**Kategorie A III:** Altholz mit halogenorganischen Verbindungen in der Beschichtung aber ohne Holzschutzmittel.

**Kategorie A IV:** Altholz, das mit Holzschutzmitteln behandelt wurde (z.B.: Eisenbahnschwellen, Leitungsmasten, Hopfenstangen).

**PCB Altholz:** Altholz, welches PCB gemäß PCB/PCP-Verordnung ist (mehr als 50 ppm PCB) und daher beseitigt werden muss.

Nicht als Biomasse gelten PCB Hölzer und Hölzer mit einem Quecksilbergehalt von mehr als 1 ppm.

## Stoffstrommanagement beim Aufbereiter

Zur Beherrschung großer Mengenströme – die zum kontinuierlichen Betrieb eines Biomassekraftwerks erforderlich sind – bedarf es sowohl im Inputbereich der Hölzer als auch beim Absatz der produzierten Hackschnitzel einer breit gefächerten Anliefer- bzw. Abnehmerstruktur.

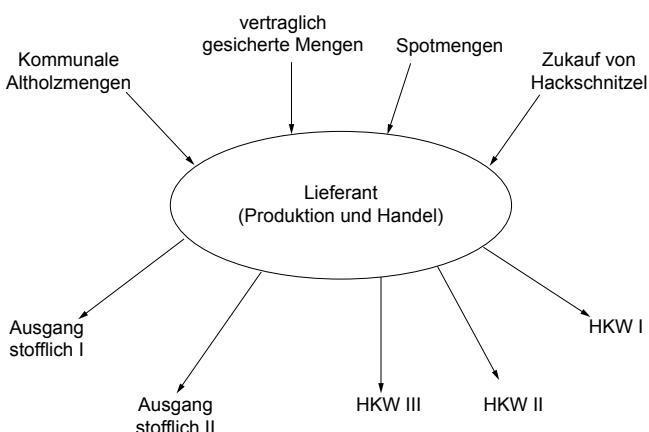


Abbildung 1: Optimales Stoffstrommanagement (Quelle: EnBW Biomasse GmbH)

Im Bereich der Holzanlieferung ist es unerlässlich für die Grundauslastung der Aufbereitungsanlage, Teilmengen über bestimmte Zeiträume vertraglich abzusichern. Dies können sowohl Holzmengen aus kommunalen Herkunftsbereichen als auch aus Industrie und Gewerbe sein. Da für diese Anlieferer für bestimmte Mengen (zu fest vereinbarten Preisen) Abnahmegarantien vereinbart

werden, besteht keine Möglichkeit beispielsweise bei außerplanmäßigen Kraftwerksstillständen die Annahme der Hölzer abzulehnen. Daneben sollten Teilmengen als so genannte Spotmengen eingekauft werden, um über das Regulativ Annahmepreis eine Steuerung der Mengen vornehmen zu können. Ebenfalls bewährt hat sich der Zukauf von brennfertigen Hackschnitzel. Dies hat den Vorteil, dass Brennstoff auch bei einem Totalausfall der Aufbereitung verfügbar ist, da bereits Kontakte zu potentiellen Aufbereitern bestehen.

Die Struktur der Abnehmer fertiger Hackschnitzel sollte ebenfalls neben dem zu beliefernden Kraftwerk weitere Stoffausgänge aufweisen. Dies können sowohl weitere Kraftwerke als auch Spanplattenproduzenten sein. Der Vorteil liegt darin, dass der Aufbereitungsbetrieb immer am Marktgeschehen teilnimmt und bei Ausfällen des Kraftwerks bereits Kontakte zu weiteren Abnehmern bestehen. Da diesen Abnehmern die erzeugten Qualitäten bekannt sind, können so Mengen abgesteuert werden. Ein Annahmestopp des Aufbereiters bei Kraftwerksstillständen ist die ungünstigste Variante für den Aufbereiter, da Holzmengen auf Dauer verloren gehen können.

## Aufbereitung von Holzbrennstoffen für die Verbrennung

Idealerweise befindet sich die Brennstoffaufbereitung direkt vor dem Biomassekraftwerk. Somit entfallen zumindest für den kontinuierlichen Brennstoffbedarf Zusatzkosten für Transport und Umschlag. Geht man von einem mittlerer Frachtpreis einer externen Aufbereitungsanlage zum Biomassekraftwerk in Höhe von 7,50 €/t und Umschlagskosten in Höhe von 2,50 €/t aus, ergibt sich hieraus ein Kostenvorteil in Höhe von 10 €/t für den Fall,



Aufgabe von Altholz zur Aufbereitung (Quelle: EnBW Biomasse GmbH)

dass die Aufbereitung direkt beim Kraftwerk stattfindet. Bei solch einer Anlagenanordnung ist es unerlässlich, bei der Brennstoffaufgabe einen Bypass zur Aufgabe von fertigem Brennmaterial vorzusehen, denn nur hierdurch ist gewährleistet, dass das Kraftwerk auch bei Ausfall der Aufbereitungsanlage betrieben werden kann.

In der Praxis scheitert dieser Idealfall allerdings oft am Platzbedarf sowie an Genehmigungsaufgaben.

Letztendlich bestimmt die Art der Brennstoffförderung sowie die Kesselbauweise die Art der Herstellung des Brennstoffs, da diese Faktoren die Brennstoffkörnung maßgeblich bestimmen. Die dem Stand der Technik entsprechenden Zerkleinerungsaggregate für Althölzer produzieren entweder Hackschnitzel (0-80/100mm) oder Vorbruch (0-200/300 mm). Durch entsprechende Siebtechniken und Rückführung der Überlängen kann das Korngrößenspektrum der Hackschnitzel nahezu beliebig verkleinert werden. Allerdings steigen dadurch die Produktionskosten für die Hackschnitzel. Der Grund ist, dass der Mengendurchsatz einer Aufbereitung durch die Siebung verringert wird und die Energiekosten erhöht werden. Ein weiterer Nachteil der Siebung besteht darin, dass in der Altholzverordnung vorgegeben wird, dass Feingut aus Holzaufbereitungsanlagen immer als Altholz, das mit Holzschutzmittel behandelt ist, eingestuft werden muss. Ein Markt für diese Fraktionen existiert derzeit fast nicht, wenn überhaupt, nehmen Zementwerke diese Fraktionen zu wirtschaftlich nicht attraktiven Konditionen ab.

Der überwiegende Teil der hier betrachteten Biomassekraftwerke (elektrische Leistung > 5 MW) setzt Hackschnitzel der Körnung 0-80/100 mm ein.

Erste Stufe jeder Holzaufbereitung sollte immer die Eingangskontrolle sein. Nur so kann sichergestellt werden, dass Stoffe, die den Verbrennungsprozess negativ beeinflussen und die durch nachgeschaltete Prozesse nicht entfernt werden können, gar nicht erst in den Produktionsprozess gelangen. Entsprechende Anlieferungen werden zurückgewiesen. Als Beispiel seien hier Feinfraktionen aus Abfallsortieranlagen genannt. In Altholzaufbereitungsanlagen sind solche Feinfraktionen praktisch nicht mehr vom Holzmassenstrom zu entfernen. Im fertigen Hackschnitzel sind diese derartigen Feinmaterialien – die eine deutlich kleinere Korngröße als Hackschnitzel aufweisen – nicht erkennbar. Beim Einsatz im Biomassekraftwerk kommt es aber gerade durch solche Störstoffe immer wieder zu Kesselanbackungen und somit zu verkürzten Reisezeiten.

Idealerweise ist der eigentlichen Zerkleinerung eine so genannte Vorzerkleinerung vorgeschaltet, die über eine Eisenmetall-Abscheidung verfügt. Der Vorteil liegt darin, dass durch diesen Prozess bereits hier große Eisenteile, die mit dem Holz direkt verbunden waren, entfernt werden.

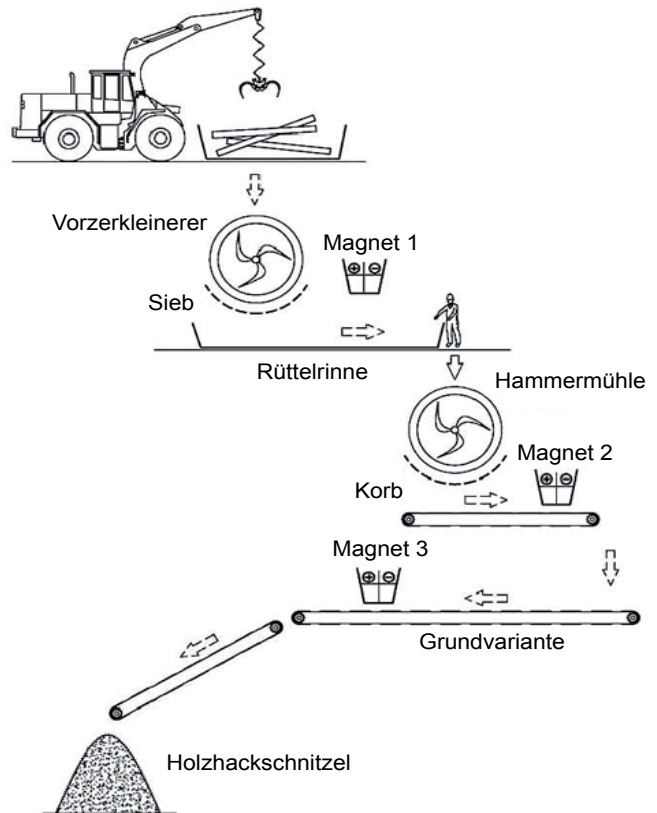


Abbildung 2: Optimale Altholzaufbereitung (Thermik) (Quelle: EnBW Biomasse GmbH)

Gerade bei Biomassekraftwerken, die ihre Brennstoffförderung mit Schneckenantrieben vornehmen, kommt es durch große Eisenteile immer wieder zu Blockierung der Antriebe und somit zu Stillständen.

Die erzeugte Fraktion (Vorbruch) gelangt dann über eine Sortierstrecke in das eigentliche Zerkleinerungsaggregat. Je nach Anforderung an die Brennstoffqualität werden



Manuelles Sortieren von Altholz (Quelle: EnBW Biomasse GmbH)

hierbei manuell holzfremde Bestandteile und – falls erforderlich – behandelte Hölzer entfernt. Nach dieser Zerkleinerungsstufe erfolgt abermals eine Eisenmetall-Abscheidung. Hier werden insbesondere Nägel und anderes Eisenmetall, die sich im Holz befinden, entfernt.

Am Ende des Produktionsprozesses sollte eine Nichteisenmetall-Abscheidung installiert sein. Insbesondere im Holz enthaltene Aluminiumfraktionen führen bei Rostfeuerung zu Verklebungen und sollten daher – soweit möglich – aus den Hackschnitzeln entfernt werden.

Falls erforderlich, muss vor dem Austrag ein automatischer Probenehmer angebracht werden. So wird sichergestellt, dass auf einfache Art und Weise repräsentative Holzproben entnommen werden können.

## Lagerung der Holzbrennstoffe

Insbesondere bei Kraftwerken, die Wärme auskoppeln, steigt im Winter der Brennstoffbedarf, der Anfall an Hölzern sinkt dagegen (geringer Anfall Bau- und Abbruchholz, Sägewerke fahren Produktion zurück). Um den Altholzbedarf der Kraftwerke auch in den Wintermonaten sicherzustellen, ist es daher erforderlich Holzmenge einzulagern. Aus Erfahrungen des Autors ist es sinnvoll in den Sommermonaten einen 2 - 3 Monatsbedarf Holz pro Kraftwerk einzulagern.

Aufgrund des geringeren Flächenbedarfs hat die Einlagerung von Hackschnitzeln gegenüber der Einlagerung von nicht aufbereiteten Hölzern wirtschaftliche Vorteile.



Brand in einem Außenlager (Quelle: EnBW Biomasse GmbH)

Allerdings muss berücksichtigt werden, dass es bei der Einlagerung von Hackschnitzeln immer zu Kompostierungsprozessen kommt. Neben dem Heizwertverlust besteht durch die Wärmentwicklung, die durch diese Kompostierungsprozesse entsteht, permanent die Gefahr von Selbstentzündungen.

Zur Einlagerung von einer Tonne Hackschnitzel ist eine Fläche von etwa 1 m<sup>2</sup> erforderlich. Geht man bei einem Kraftwerk von einem Holzbedarf in Höhe von 100 kt aus, benötigt man für ein Winterlager einen Flächenbedarf von mindestens 20 ha. Hinzu kommt, dass Brandgassen freizuhalten sind. Da oftmals weder beim Holzaufbereiter noch beim Biomassekraftwerk entsprechende Flächen zur Verfügung stehen, wird die Einrichtung externer Lager notwendig. Somit fallen neben den Kosten für die Flächen weitere Kosten für zusätzliche Transporte und Umschlag an, die in Kalkulation für die Brennstoffpreise einzubeziehen sind.

## Transport der Holzbrennstoffe zum Kraftwerk

Wie oben beschrieben, stellen Aufbereitungsanlagen direkt am Kraftwerksstandort die Ausnahme dar. Somit werden Transporte vom Aufbereiter oder auch von Außenlagern zu den Biomassekraftwerken notwendig. Neben Zusatzkosten ist zu beachten, dass bei diesen Transporten der Eintrag von Fremdmaterialien erfolgen kann. Hat beispielsweise ein Containerfahrzeug vor der Hackschnitzelladung Schrott transportiert, kann es vorkommen, dass im Container Schrotteile verbleiben. Gelangen nun diese teilweise großen Schrotteile gemeinsam mit den Hackschnitzeln in das Kraftwerk, sind Störungen im Kraftwerksbetrieb vorprogrammiert. Dies kann sowohl die Brennstoffbeschickung als auch den Ascheaustrag betreffen. Als Konsequenz sollten Fahrzeuge beim Aufbereiter vor dem Beladen auf absolute Restentleerung überprüft werden. In der Praxis hat sich herausgestellt, dass das Problem bei Walking-Floor Fahrzeugen (Schubboden) fast nicht vorkommt, da diese keine sperrigen Güter transportieren und durch den automatisierten Entladevorgang der Verbleib von Resten im Fahrzeug nahezu ausgeschlossen wird. Allerdings stehen diesem Vorteil oftmals höhere Frachtkosten gegenüber.

## Brennstofflogistik im Biomassekraftwerk

Im Folgenden wird die Brennstofflogistik am Beispiel des Biomassekraftwerks FUG Ulm beschrieben.

Nach Verwiegung der Anlieferfahrzeuge fahren diese in eine Abladehalle. Es ist unabdingbar, mehrere Abladestellen vorzuhalten, um die Wartezeiten der Anlieferer und somit letztendlich die Frachtkosten gering zu halten. Die LKW's kippen die Hackschnitzel in einen Bunker, von dort werden die Hackschnitzel bedarfsgerecht entnommen. Aus Erfahrungen des Autors sind hier Schubböden



Biomassekraftwerk FUG, Ulm (Freigegeben von FUG, Ulm)

und Kratzförderer weitaus weniger störanfällig als automatisierte Krananlagen. Empfehlenswert ist der Einbau von Überlängen- und Metallabscheider direkt nach dem Abladebunker. Insbesondere wenn die weitere Förderung der Hackschnitzel mittels Schneckenantrieben erfolgt, sollten Überlängen, die in den Hackschnitzeln enthalten sein können, unbedingt abgeschieden werden.

Ebenfalls ist eine Austragsmöglichkeit für gelieferte Fehlchargen - die in den Abladebunker gelangen - vorzusehen. Idealerweise sollte auch beim Kraftwerk ein automatischer Probenehmer installiert werden, damit die Möglichkeit besteht, von angelieferten Chargen auf einfache Art und Weise repräsentative Proben zu entnehmen.

Mittels eines Steigförderers (Elevator) werden die Hackschnitzel nun in Vorratssilos befördert. Bei der Bemessung dieser Silos ist zu beachten, dass das Kraftwerk mehrere Tage ohne Anlieferungen betrieben werden kann (Wochenende, Feiertage).

Schließlich gelangen die Hackschnitzel über ein Zwischen-silo (Vorratsbehälter) in den Brennraum. Nur durch diesen Vorratsbehälter unmittelbar vor dem Brennraum ist sichergestellt, dass der Kraftwerksbetrieb auch bei Störungen in der vorgelagerten Fördertechnik zumindest über einen gewissen Zeitraum weiterbetrieben werden kann.

Eine zu geringe Dimensionierung der Aufnahme für die Schlacke kann dazu führen, dass ein Kraftwerk zurückgefahren werden muss, weil die Schlackeabfuhr nicht erfolgen kann (z.B. Weihnachten vor oder nach einem Wochenende).

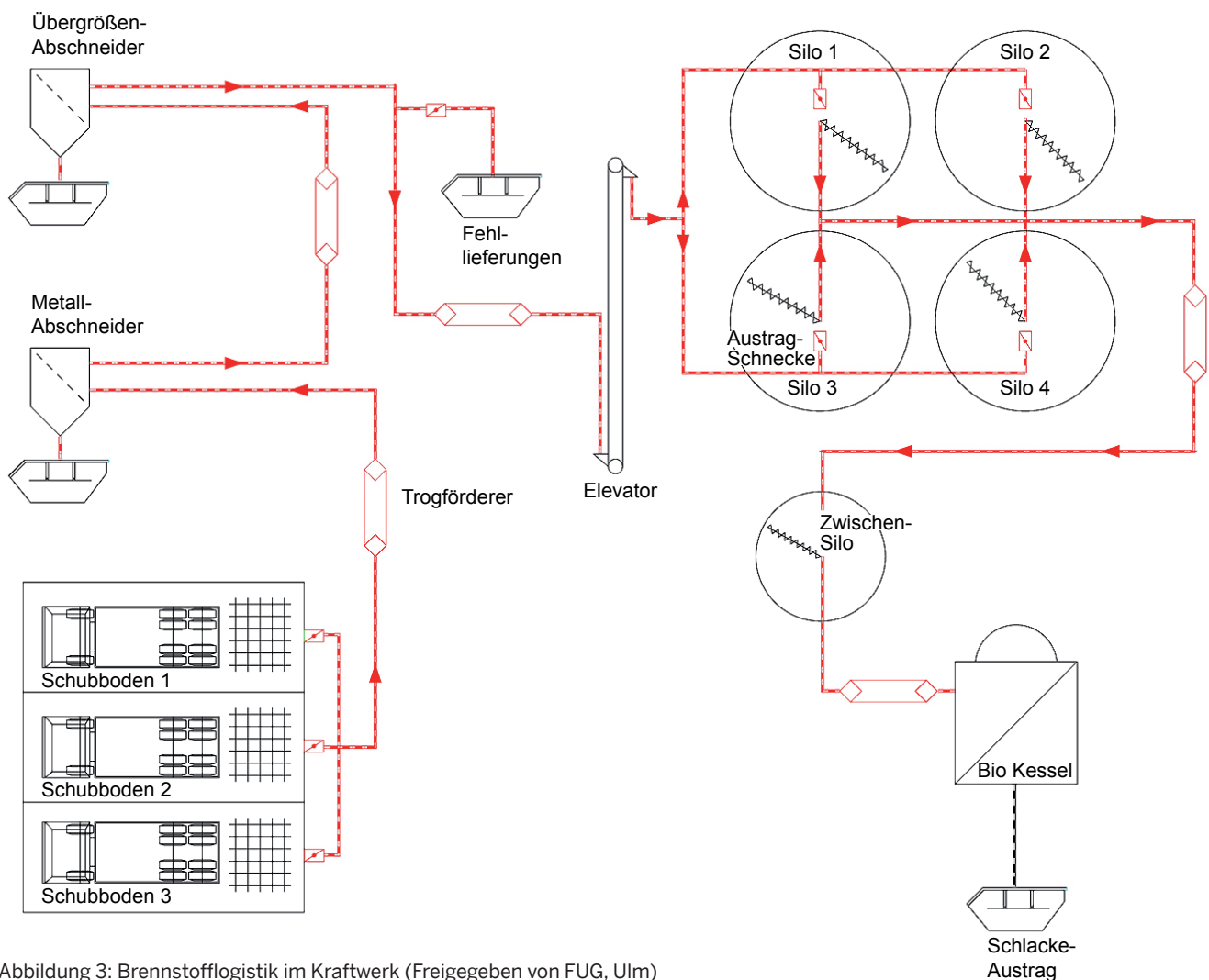


Abbildung 3: Brennstofflogistik im Kraftwerk (Freigegeben von FUG, Ulm)

## Anforderungen an die Verbrennungstechnik

Die starke Inhomogenität des Brennstoffs Holz und die daraus resultierenden schwankenden Heizwerte müssen bereits bei der Kraftwerksplanung berücksichtigt werden. Ebenfalls sollte der Kessel unempfindlich gegenüber im Holz enthaltenen Feinfraktionen sein, da (wie oben beschrieben) durch die Klassifizierung bei der Holzaufbereitung Zusatzkosten entstehen. Auch gegenüber mineralischen Anteilen, die insbesondere dann im Holz enthalten sind, wenn Bau- und Abbruchholz aufbereitet wird, sollte der Kessel unempfindlich sein. Nach Ansicht des Autors hat die Erfahrung der vergangenen Jahre gezeigt, dass Wirbelschichtfeuerungen insbesondere für den Brennstoff Altholz aufgrund der Unempfindlichkeit gegenüber Fremdstoffen (insbesondere Mineralik), der Beherrschung von Heizertschwankungen des Inputmaterials sowie des sehr guten Ausbrands (geringer Aschegehalt) gegenüber allen anderen Techniken Vorteile bieten. Allerdings ist dies im Einzelfall aufgrund der hohen Kosten dieser Technik immer im Zusammenhang mit allen wirtschaftlichen Rahmenbedingungen zu prüfen.



Ausbrand und Kesselasche (Quelle: EnBW Biomasse GmbH)

## Zusammenfassung

Das in Deutschland anfallende Altholz wird nicht ausreichen, um den künftigen Bedarf der Biomassekraftwerke zu bedienen. Daher ist es für den wirtschaftlichen Betrieb eines Biomassekraftwerks unerlässlich, dass Herstellung und Brennstoffeinsatz optimal laufen.

Aus Sicht des Autors bietet der Brennstoff Altholz gegenüber dem Brennstoff Frischholz und NAWARO Holz beim Betrieb von Biomassekraftwerken wirtschaftliche Vorteile.

Biomassekraftwerke, die neben der EEG-Vergütung auch Umsätze aus Wärmeabgabe (Kraft-Wärme-Kopplung) generieren, sind bei der Beschaffung von Brennstoff im Vorteil, da Erlöse aus der Wärmeauskopplung bei der Brennstoffbeschaffung eingepreist werden können.

Optimal ist eine Brennstoffaufbereitung direkt am Kraftwerksstandort.

Um den Bedarf eines Biomassekraftwerks zu decken, bedarf es bereits bei der Erfassung der Altholzfraktionen eines optimalen Stoffstrommanagements.

Für einen kontinuierlichen Kraftwerksbetrieb ist die Schaffung von Brennstofflagern unerlässlich.

Das Kraftwerk sollte so ausgelegt werden, dass Heizertschwankungen und geringe Anteile artfremder Bestandteile im Holz nicht zwingend zu Störungen führen.

## Literatur

- [1] Bundesgesetzblatt Teil 1, Nr. 13, S. 305 Bonn 31.0.2000, Gesetz über den Vorrang erneuerbarer Energien (EEG)
- [2] Bundesverband der Altholzaufbereiter und Verwerter e.V., Koblenz, Mitgliederbefragung Oktober 2008
- [3] Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen (KOM(2008)0019 - C6-0046/2008 - 2008/0016 (COD))
- [4] Bundesgesetzblatt Teil 1, S. 1234, Bonn 21.06.2001, Verordnung über die Erzeugung von Strom aus Biomasse (Biomasseverordnung - BiomasseV)
- [5] Bundesgesetzblatt Teil 1, S. 3302, Bonn 15.08.2002, Verordnung über Anforderungen an die Verwertung und Beseitigung von Altholz
- [6] Bundesgesetzblatt Teil 1 Nr. 49, Bonn 31.09.2008, Gesetz zur Neuregelung des Rechts der Erneuerbaren Energien im Strombereich und zur Änderung damit zusammenhängender Vorschriften

# Möglichkeiten und Grenzen der energetischen Optimierung von Müllverbrennungsanlagen

Dipl.-Ing. Gerhard Hansmann, Stadtwerke Düsseldorf AG

## Einführung

Unter den in der heutigen Tagung vorgestellten Verfahrenstechniken stellt die „klassische“ Müllverbrennungsanlage sowohl bezüglich der eingesetzten Mengen, als auch bezüglich der energetischen Effizienz eine zentrale Technologie dar. Im folgenden Beitrag soll diese Technologie in den Kontext der alternativen Nutzungswege gestellt werden. Die Technik der Müllverbrennung wird am Beispiel der MVA Düsseldorf erläutert. Energetische Optimierungspotenziale in der Müllverbrennung werden skizziert, wobei die Verfügbarkeit der Potenziale im Einzelfall zu prüfen ist. Abschließend erfolgt ein kurzer Überblick über die rechtlichen Rahmenbedingungen zur Erschließung der Potenziale.

ggf. flankiert durch staatliche Förderung, führt aufgrund des beschränkten Gesamtpotenzials an biogenen Abfällen zu rückläufigen Mengen an anderer Stelle. Auf diesen Aspekt soll insbesondere in der Schlussbemerkung nochmals eingegangen werden.

Zur Vermeidung einer an dieser Stelle unnötigen Diskussion über die Zuordnung einzelner Wege zur neuen fünfstufigen Abfallhierarchie der EU-Abfallrahmenrichtlinie wird in der Übersicht der rechtlich nicht besetzte Begriff „Nutzung“ verwendet.

Die Übersicht unterscheidet in Anlehnung an das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) zunächst zwischen getrennt erfasster bzw. aussortierter „ausschließlicher“ Biomasse und Biomasse als Bestandteil von Abfallgemischen.

## Nutzungswege von Bioabfällen

Abbildung 1 gibt einen schematischen Überblick über wesentliche Wege zur Nutzung biogener Abfälle. Die Übersicht erscheint zunächst trivial. Dennoch verdeutlicht sie einen häufig vernachlässigten Zusammenhang. Bei den Verfahrensalternativen handelt es sich um „kommunizierende Röhren“. Ein Mengenausbaue in einem der Nutzungswege,

## Bioabfälle „ausschließlich“

Hier sei zunächst die stoffliche Nutzung genannt, zu der die unmittelbare landwirtschaftliche Nutzung (Beispiel Klärschlamm), die Kompostierung und die stoffliche Nutzung in der Spanplattenindustrie zählen. Die Vergärung als Kombination aus energetischer und stofflicher Nutzung wird unter beiden Rubriken aufgeführt.

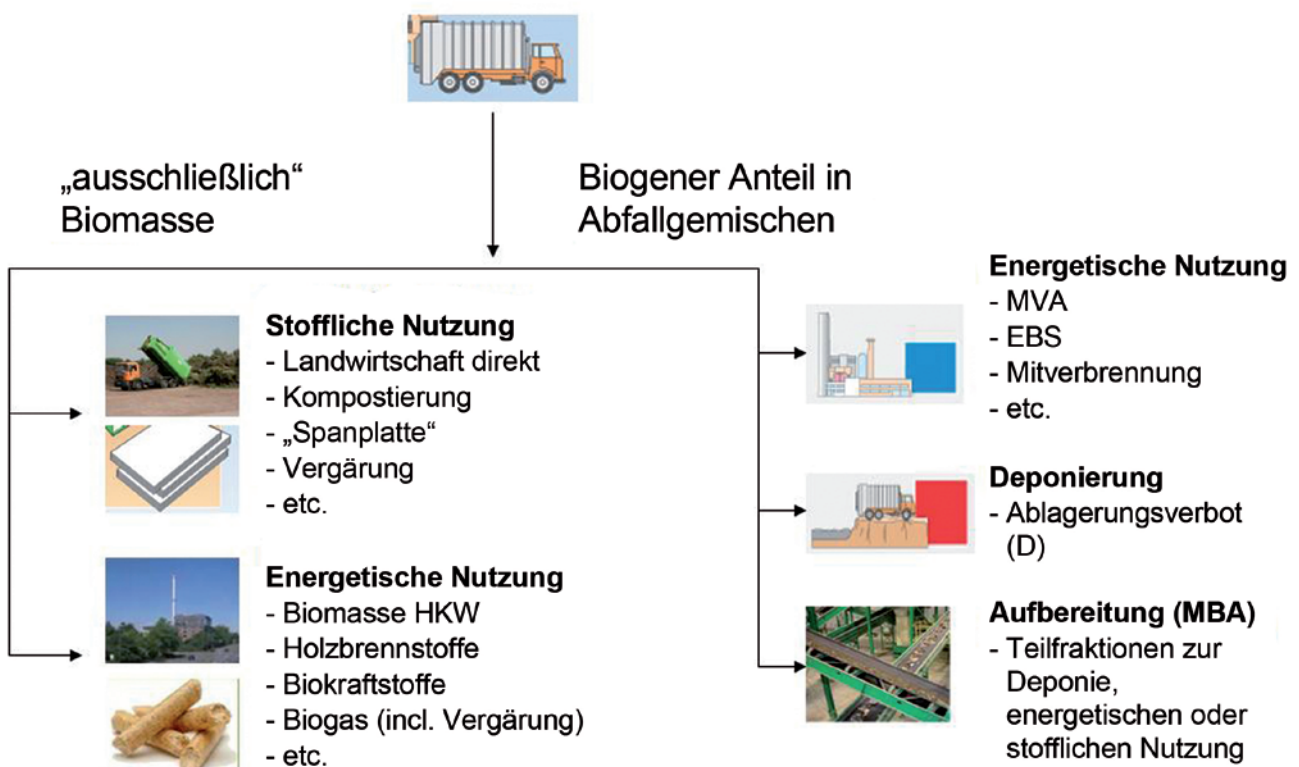


Abbildung 1: Wesentliche Wege biogener Abfälle

Zur energetischen Nutzung zählen Biomasse-Heizkraftwerke in Kraft-Wärme-Kopplung (KWK) sowie Biomasse-Kraftwerke und -Heizwerke. Zu nennen ist ferner die Aufbereitung von Brennstoffen aus Altholz. Biokraftstoffe werden z.B. durch Verarbeitung fetthaltiger Abfälle zu Biodiesel gewonnen. Biogas wird vorrangig bei der Vergärung gewonnen. Jedoch ist auch eine thermische Vergasung z.B. holziger Reststoffe möglich.

### Biomasse in Abfallgemischen

Bei Biomasse in Abfallgemischen steht die energetische Nutzung im Vordergrund, zu der als Schwerpunkt dieses Beitrags die Müllverbrennung, die Nutzung in Ersatzbrennstoffanlagen und die anteilige Mitverbrennung in fossil befeuerten Anlagen zählen.

Ein langjährig sehr intensiv genutzter Entsorgungsweg war die Deponierung mit den hiermit verbundenen Nachteilen, dass das energetische Potenzial der Abfälle nicht ausgeschöpft und darüber hinaus klimarelevante Methanemissionen verursacht wurden. Dieser Weg wird durch die TA-Siedlungsabfall in Deutschland seit Mitte 2005 ausgeschlossen. Immer wieder gibt es jedoch Verstöße gegen das Ablagerungsverbot (vgl. wiederholte Presseberichte über Ablagerungen in Ton- und Kiesgruben). Auch ist die Deponierung noch nicht EU-weit ausgeschlossen, so dass dieser Weg in der Übersicht nochmals mit dargestellt wurde.

Die Aufbereitung von Abfällen in Mechanisch-Biologischen Anlagen (MBA) stellt eine Zwischenstufe dar, deren Reste letztlich in die anderen skizzierten Wege gehen.

## Aktivitäten der Stadtwerke Düsseldorf im Bereich Biomasse

Die Stadtwerke Düsseldorf sind in mehreren der skizzierten Nutzungswege unmittelbar oder über Beteiligungsgesellschaften aktiv.

### Kompostierung - KDM

Über ihre Tochtergesellschaft AWISTA GmbH sind die Stadtwerke an der KDM Kompostierungs- und Vermarktungsgesellschaft für Stadt Düsseldorf/Kreis Mettmann mbH beteiligt. Dort werden jährlich mehr als 100.000 t biogener Abfälle (Garten- und Parkabfälle, Bioabfälle aus der braunen Tonne, organische Produktionsabfälle) zu hochwertigen Komposten und Produkten auf Kompostbasis verarbeitet. Diese werden in Landwirtschaft, Erwerbsgartenbau, Bauwirtschaft (Rekultivierungen) und Privatgärten vermarktet. Daneben werden strukturreiche Grünabfälle und Frischhölzer zu Brennstoffen für die energetische Nutzung aufbereitet.

### Biomasse-Heizkraftwerk Garath

In ihrem Biomasse-Heizkraftwerk Garath nutzen die Stadtwerke seit 2007 Hölzer der Klassen AI und AII als Brenn-

stoff, um in Kraft-Wärme-Kopplung das Fernwärmenetz im Stadtteil Düsseldorf Garath zu versorgen. Die elektrische Leistung beträgt 3,5 MW<sub>el</sub>, die Wärmeauskopplung bis zu 10 MW<sub>th</sub>. Die Grundlast der Fernwärmeversorgung des Stadtteils wird damit CO<sub>2</sub>-neutral zur Verfügung gestellt.

### biogasnrw

Gemeinsam mit der agri.capital GmbH haben die Stadtwerke Düsseldorf die biogasnrw gegründet. Diese errichtet bei Partnerbetrieben in der Landwirtschaft Anlagen zur Erzeugung von Biogas durch Vergärung von Silage und Gülle. Das Gas wird aufbereitet und in Blockheizkraftwerken (BHKW) zur Strom- und Wärmeerzeugung eingesetzt. Die Module sind auf eine Leistung von 500 kW<sub>el</sub> standardisiert.

### Holzvergaseranlage Wildhausen

Gemeinsam mit der Biomass Energiesysteme GmbH & Co. KG haben die Stadtwerke Düsseldorf im sauerländischen Wildhausen eine Demonstrationsanlage zur Vergasung von Frischholz aus der Forstwirtschaft errichtet. Das erzeugte Gas wird in einem BHKW mit einer Leistung von 270 kW<sub>el</sub> eingesetzt. Nach Erreichung der Serienreife ist nunmehr die weitere Vermarktung der Technologie vorgesehen.

### Müllverbrennungsanlage Düsseldorf-Flingern

Die energetische Nutzung von Abfällen und ihrer biogenen Anteile in der Müllverbrennungsanlage wird im folgenden Abschnitt detailliert dargestellt.

## Die MVA Düsseldorf-Flingern

Die MVA Düsseldorf-Flingern wurde 1965 in Betrieb genommen. Nach der Erneuerung von Kesseln in den 80er und 90er Jahren beträgt die Verbrennungskapazität 450.000 t/a bei einer Dampferzeugung von ca. 1 Mio. t/a. Die Kessel sind mit der in Düsseldorf entwickelten Walzenrostfeuerung ausgestattet. Der erzeugte Dampf wird im benachbarten Kraftwerk Flingern in Kraft-Wärme-Kopplung zur Erzeugung von Strom und Fernwärme genutzt. Aufgrund des Verbundes mit dem Kraftwerk wurden Dampfparameter von 80 bar und 500 °C gewählt.

Die Rauchgasreinigung besteht aus vier Stufen. Die Rauchgasvorreinigung besteht aus quasitrockenen Sprühabsorbieren zur Eindüsung von Kalkmilch und nachgeschalteten Elektrofiltern zur Abscheidung der Flugstäube und Reaktionsprodukte. Anschließend erfolgt eine Rauchgasnachreinigung unter Einsatz von Aktivkoks. Hierzu sind verschiedene Verfahrenstechniken parallel geschaltet. Die Linien 1 - 3 sind als Aktivkoks-Festbettfilter nach dem Gegenstromprinzip aufgebaut. Die vierte Rauchgasnachreinigungsline (RNR4) besteht aus einem Gewebefilter mit Eindüsung von Natriumbicarbonat und Aktivkoksstaub. Als letzte Stufe folgt die Entstickung in Katalysatoren nach dem SCR-Verfahren unter Eindüsung von Ammoniak.

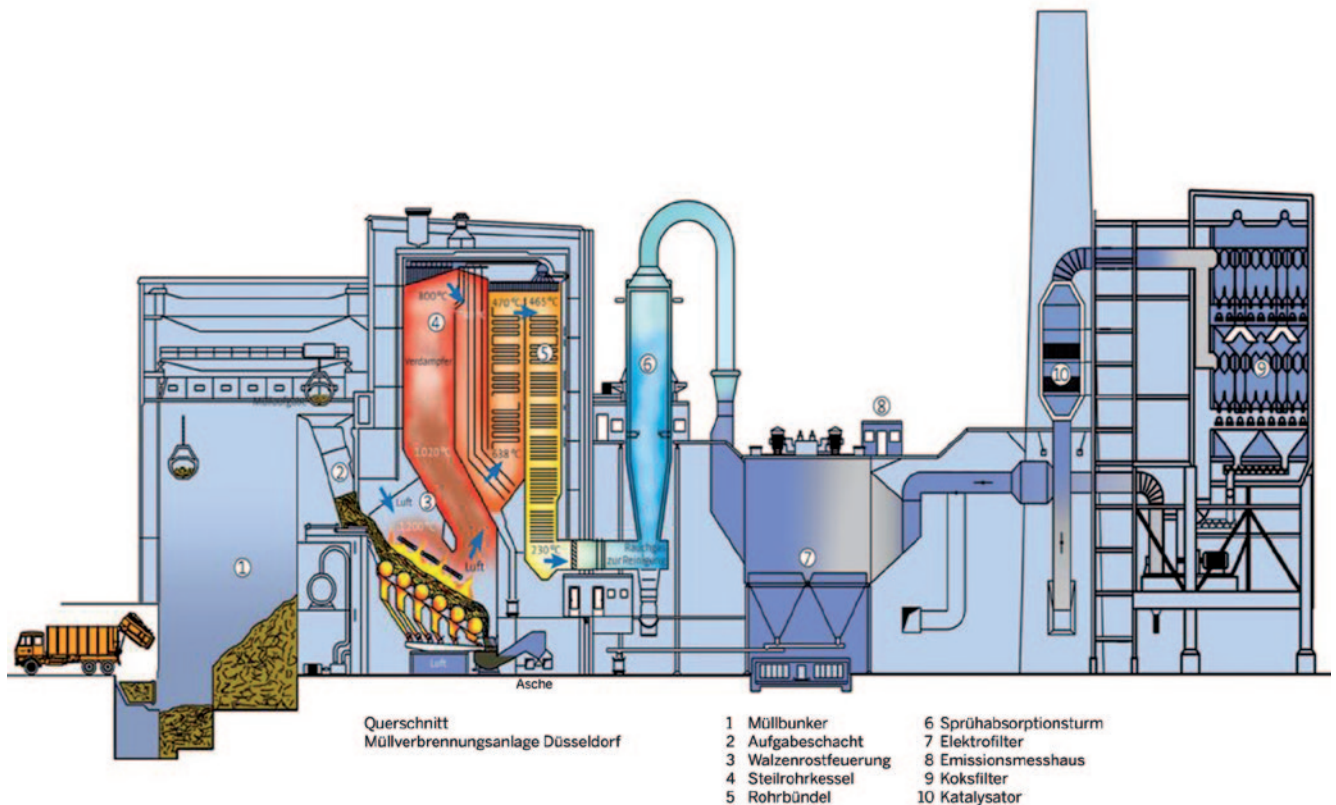


Abbildung 2: Querschnitt MVA Düsseldorf

### Energetische Randbedingungen

Die Dampfparameter von 80 bar und 500 °C ermöglichen einen hohen Wirkungsgrad der im Kraftwerk betriebenen Turbine. Nach Gegenrechnung des Eigenbedarfs der MVA werden 155 Mio. kWh/a Strom und 215 Mio. kWh/a Fernwärme eingespeist. Hiermit können ca. 10 % des Strombedarfs der Düsseldorfer Privathaushalte und ca. 20 % des Wärmebedarfs des Fernwärmenetzes der Düsseldorfer Innenstadt gedeckt werden. Die Dampfparameter stellen jedoch eine starke Beanspruchung der Kessel dar, so dass sie als Einzelfallentscheidung aufgrund des Kraftwerksverbundes einzustufen sind.

Günstig für die energetische Nutzung ist der innenstadtnah gelegene Standort, der eine hohe Fernwärmeabgabe ermöglicht.

Erwähnenswert ist weiterhin die Betriebstemperatur der Katalysatoren. Bei ihrer Errichtung bestand die vorgeschaltete Rauchgasnachreinigung ausschließlich aus Aktivkoksfiltern nach dem Festbettverfahren. Durch die hierin fast quantitative Abscheidung von Schwefel konnte für die Katalysatoren eine Betriebstemperatur von lediglich 170 °C gewählt werden, ohne dass eine Bildung von Ammoniumsulfat durch Reaktion des eingedüsten Ammoniaks mit dem Schwefelgehalt des Rauchgases zu befürchten war. Bei der späteren Nachrüstung einer zusätzlichen Rauchgasnachreinigungslinie wurde entschieden, wiederum eine geringe  $\text{SO}_2$ -Restkonzentration von 5  $\text{mg}/\text{m}^3$  vorzusehen, um die niedrige Temperatur der Kata-

lysatoren beibehalten zu können. Aus diesem Anlass wurde als Sorbens Natriumbicarbonat vorgesehen, wodurch die geforderte Schwefelkonzentration bei einem geringen Stöchiometriefaktor eingehalten werden kann. Durch die geringe Katalysatortemperatur ist keine nennenswerte Wiederaufheizung der Rauchgase vor dem Katalysator erforderlich. Erdgasbrenner und Wärmerückgewinnungssysteme sind nicht erforderlich. Ein Dampf-Gas-Vorwärmer (DaGaVo) wird vorgehalten, jedoch nur mit einer Wiederaufheizung von ca. 10 K betrieben (Warmhaltebetrieb).

### Substitution von $\text{CO}_2$ -Emissionen durch die Abfallwirtschaft in Düsseldorf

Zur Untersuchung der Klimarelevanz der Düsseldorfer Abfallwirtschaft wurde in 2007 ein Gutachten bei IFEU – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg beauftragt [1]. Bilanzgrenze für das Gutachten war nicht die MVA allein. Betrachtet wurden vielmehr alle Düsseldorfer Abfälle im Zugriff der AWISTA, die in Düsseldorf mit der Entsorgung beliehen ist. Erwartungsgemäß wurde die Bilanz jedoch überwiegend von der MVA geprägt. Berücksichtigt wurde der Verbundbetrieb der MVA mit dem benachbarten Kraftwerk. Durch die Abarbeitung des MVA-Dampfes konnten hier Kohlekessel stillgelegt werden, deren Emissionen somit entfallen. In Summe werden allein durch die Düsseldorfer Abfälle  $\text{CO}_2$ -Emissionen in Höhe von 150.000 t/a vermieden.

## Bundesweite Substitution von CO<sub>2</sub>-Emissionen

Nach Auswertung des Umweltbundesamtes [2] werden in den deutschen Müllverbrennungsanlagen jährlich rund 17,5 Mio. t Abfälle verbrannt. Hierin sind rund 50 bis 60 % biogene Abfälle enthalten. Damit leisten die Müllverbrennungsanlagen einen wesentlichen Anteil zur energetischen Nutzung von biogenen Abfällen. Nach Berücksichtigung der Belastungen durch fossile Anteile des Abfalls kommt es zu einer Netto-Entlastung von jährlich rund 4 Mio. t CO<sub>2</sub>-Äquivalenten. In der Rückschau kam es durch Rückgang der Deponierung brennbarer Abfälle allein zwischen 1990 und 2003 zu einer Reduktion von 20 Mio. t CO<sub>2</sub>-Äquivalenten. Bis 2012 werden weitere Einsparungen von 8,4 Mio. t prognostiziert.

## Möglichkeiten und Grenzen der energetischen Optimierung

Über die Möglichkeiten und Grenzen der energetischen Optimierung von Müllverbrennungsanlagen bestehen zahlreiche Veröffentlichungen [3 - 8]. Da es in Deutschland keine baugleichen Müllverbrennungsanlagen gibt, sondern alle Anlagen unter den jeweiligen Randbedingungen individuell geplant wurden, können über die Umsetzbarkeit und die Wirtschaftlichkeit von Optimierungsmaßnahmen keine pauschalen Aussagen getroffen werden. Nachfolgend soll daher nur ein Überblick über wesentliche Ansatzpunkte gegeben werden.

### Standortwahl / Fernwärmeauskopplung

Die energetische Effizienz einer MVA wird wesentlich durch ihren Standort bestimmt. Der Betrieb in Kraft-Wärme-Kopplung mit Fernwärmeeinspeisung in innenstadtnahe Fernwärmenetze, die Wärmeabgabe an gewerbliche Abnehmer oder die Lieferung von Prozessdampf an industrielle Kunden ermöglichen eine hohe Energieeffizienz. Da die deutsche Entsorgungs-Infrastruktur weitgehend ausgebaut ist, besteht gegenwärtig jedoch nur ein geringes Potenzial durch Standortwahl von Neuanlagen. Wesentlich ist daher der Ausbau der energetischen Nutzung bei Bestandsanlagen. Vorrangig zu nennen sind hier der Ausbau von Wärmenetzen bzw. der Erstanchluss an ein Netz. Auf Initiativen des Gesetzgebers zur Erschließung dieses Potenzials wird später eingegangen.

### Effizienz der Stromerzeugung

Die Wahl hoher Dampfparameter wie z.B. an der Düsseldorfer Anlage bietet eine hohe Energieeffizienz, hat jedoch wie geschildert einen hohen Aufwand in der Instandhaltung der Kessel zur Folge. Derartige Dampfparameter werden daher nur im Einzelfall wie im Verbundbetrieb mit einem Kraftwerk realisiert. An mehreren deutschen Anlagen wurden in den letzten Jahren jedoch auch durch die Erneuerung von Turbinen höhere Wirkungsgrade realisiert.

### Senkung Eigenbedarf

Als relevante Größe für den Eigenbedarf wurde am Beispiel Düsseldorf bereits die Wiederaufheizung der Rauchgase vor dem Katalysator thematisiert. Diese wurde an mehreren Anlagen in den letzten Jahren abgesenkt. Von vornherein vermieden wird die Wiederaufheizung der Rauchgase bei Einsatz des SNCR-Verfahrens, bei dem die Minderung von Stickoxiden durch Eindüsung z.B. von Harnstoff unmittelbar in den Kessel realisiert wird. Hier wird kein Katalysator benötigt. Die Einhaltung des bisherigen Grenzwertes der 17. BImSchV (Tagesmittelwert 200 mg/m<sup>3</sup>) mit einem SNCR-Verfahren ist Stand der Technik. Die aktuelle Verschärfung des Grenzwertes auf 100 mg/m<sup>3</sup> als Jahresmittelwert für Neuanlagen ab 2014 wird den Einsatz von SNCR-Verfahren nicht ausschließen, jedoch im Einzelfall erschweren. Dies ist ein Beispiel konkurrierender Umweltziele in der Gesetzgebung (hier Stickoxidminderung vs. Klimaschutz).

Ein weiterer wesentlicher Bestandteil des Eigenbedarfs ist die Gebläseleistung für die Frischluftversorgung der Kessel und die Förderung der Rauchgase. Die Regelung der Antriebe erfolgt nach Stand der Technik durch Frequenzumrichter. In älteren Anlagen werden hier z.T. noch hydromechanische Regelungsantriebe mit hoher Verlustenergie betrieben. Diese werden mit der Modernisierung von Anlagen in der Regel gegen Frequenzumrichterantriebe ausgetauscht.

## Initiativen zur Erschließung der Potenziale der Kraft-Wärme-Kopplung

Im November 2006 veranstaltete das Umweltbundesamt einen Workshop zum Klimaschutz durch Nutzung der Potenziale der Energie aus Abfall [9]. Als wesentliches Potenzial wurde der Ausbau der Strom-/Wärmeauskopplung aus Müllverbrennungsanlagen herausgearbeitet. Aufgrund des hohen Investitionsbedarfs für Fernwärmenetze (1 - 2 Mio. €/km) wurden folgende Initiativen in der Gesetzgebung vorgeschlagen:

- a) Verlängerung der Förderung des Stroms aus Kraft-Wärme-Kopplung
- b) Förderung des Ausbaus von Wärmenetzen
- c) Schaffung eines Erneuerbare-Energien-Wärmegesetzes mit Anerkennung des biogenen Anteils von Abfällen
- d) Schaffung der rechtlichen Voraussetzung für Fernwärme-Vorranggebiete mit Nutzungsverpflichtung
- e) Anerkennung des biogenen Anteils im Abfall als förderungswürdig nach EEG
- f) Wirkungsgradvorgaben für Müllverbrennungsanlagen

Mehrere, jedoch nicht alle dieser Aspekte wurden in der folgenden Gesetzgebung aufgegriffen. Daher nachfolgend eine kurze Zusammenfassung des Standes der Umsetzung.

#### a/b) Förderung der Kraft-Wärmekopplung und des Ausbaus von Wärmenetzen

Das Kraft-Wärme-Kopplungsgesetz - KWKG wurde 2008 novelliert. Die Förderung des Stroms aus modernisierten oder neuen KWK-Anlagen wurde fortgeschrieben und erweitert. Erstmals wird auch der Neu- und Ausbau von Wärmenetzen gefördert (1 € je mm Nenndurchmesser je Meter Trassenlänge, begrenzt auf 20 % der Investitionssumme, insgesamt maximal 5 Mio. € je Projekt). Insofern wurde eine wesentliche Anregung des UBA-Workshops umgesetzt.

#### c) Erneuerbare-Energien-Wärmegesetz

Das Erneuerbare-Energien-Wärmegesetz - EEWärmeG - wurde ebenfalls 2008 verabschiedet und ist seit Anfang 2009 in Kraft. Hierin werden Eigentümern von neu errichteten Gebäuden Vorgaben zur anteiligen Nutzung von erneuerbaren Energien gemacht. Während des Gesetzgebungsverfahrens wurde diskutiert, ob die Nutzung von Wärme aus Müllverbrennungsanlagen als Abwärmee-nutzung im Sinne des Anhangs IV eingestuft wird. Hiermit wäre ein klarer rechtlicher Status erreicht worden. Dies wurde letztlich nicht realisiert. Der biologisch abbaubare Anteil von Abfällen wurde jedoch ausdrücklich als Erneuerbare Energie eingestuft. Leider bietet nun die Erklärung auf der EE-Internetseite des BMU [10] keine ausreichende Rechtssicherheit hinsichtlich der Definition des unbestimmten Begriffs „wesentlicher Anteil“ im Zusammenhang mit dem Nachweis nach § 7 EEWärmeG. Hier ist eine Klarstellung des Gesetzgebers erforderlich, da anderenfalls der gewünschte Ausbau der Wärmenutzung aus Müllverbrennungsanlagen nicht erreicht wird.

#### d) Ermöglichung von Fernwärmeevorangeboten aufgrund von Zielsetzungen des Klimaschutzes

Die Festsetzung von Fernwärmeevorangeboten war aus anderen Rechtsgründen bereits in der Vergangenheit grundsätzlich möglich. Das EEWärmeG verankert in § 16 nun erstmals das Kriterium des Klimaschutzes als Grundlage für die Festsetzung von Fernwärmeevorangeboten. Dies ist jedoch zunächst eine „Kann-Bestimmung“, die erst dann konkrete Wirkung entfaltet, wenn sie im Landesrecht verankert und in der Bauleitplanung von Gemeinden umgesetzt wird.

#### e) Anerkennung des biogenen Anteils als förderungswürdig nach EEG

Der biologisch abbaubare Anteil von Abfällen ist im EEG als Erneuerbare Energie aufgeführt. Von einem Vergütungsanspruch nach Teil 3 des EEG ist er jedoch weiterhin ausgeschlossen, sofern nicht gemäß § 16 (1) ausschließlich Erneuerbare Energien eingesetzt werden. Insofern wurde der Vorschlag des UBA-Workshops nicht umgesetzt. Damit wird weiterhin ein Verdrängungswettbewerb der in Abbildung 1 dargestellten Alternativen finanziell gefördert, unabhängig davon, ob durch die Verlagerung in Summe Treibhausgasemissionen gemindert werden.

#### f) Wirkungsgradvorgaben für Müllverbrennungsanlagen

Die im UBA-Workshop vorgeschlagenen Wirkungsgradvorgaben für Müllverbrennungsanlagen wurden vom deutschen Gesetzgeber nicht aufgegriffen. Der Vorschlag wurde jedoch indirekt umgesetzt. Die EU-Abfallrahmenrichtlinie fordert als Grundlage für die Anerkennung des Verwerterstatus R1 eine Energieeffizienz von 0,6 für Altanlagen und 0,65 für Neuanlagen. Da der Verwerterstatus große Relevanz zur Positionierung im Entsorgungsmarkt hat, wurden hierüber indirekt Wirkungsgradvorgaben geschaffen, die mit der zum 12.12.2010 geforderten Umsetzung in die deutsche Gesetzgebung einfließen werden.

### Schlussbemerkung

Bei der Erläuterung von Abbildung 1 wurde darauf hingewiesen, dass es sich bei den dargestellten Verfahren letztlich um kommunizierende Röhren handelt. Auch für Bioabfälle gilt das Vermeidungsgebot des Abfallrechts. Die nutzbare Menge kann daher nicht beliebig gesteigert werden. Bei staatlich gelenktem Ausbau einzelner Nutzungsverfahren werden daher Mengen aus anderen Nutzungswegen herausgenommen.

Sofern die Lenkung konsequent nach dem Kriterium der Effizienz erfolgen würde, wäre dies letztlich zielführend. Leider wird die Diskussion der alternativen Verfahren jedoch meist nach Kriterien geführt, die man eher der Rubrik des „gefühlten Umweltschutzes“ zuordnen muss. Auch in der aktuellen Diskussion um den Ausbau der Getrennterfassung von biogenen Abfällen aus Haushaltungen mit dem Ziel der Einspeisung finanziell geförderten Biogases aus Vergärungsanlagen erscheint der Wirkungsgrad oft sekundär.

Zur bestmöglichen Ausschöpfung der zur Verfügung stehenden Potenziale muss daher der folgende eigentlich einfache Zusammenhang im Vordergrund stehen:

Bei begrenzter Menge an Bioabfällen und stoffspezifisch definiertem Energiegehalt bleibt als Einflussgröße zum Ausbau der Nutzung Erneuerbarer Energien aus Abfällen allein der Wirkungsgrad. Dieser, und nicht Kriterien wie die „Ausschließlichkeit“ oder „Wesentlichkeit“, sollte Grundlage im Falle staatlicher Lenkungsmaßnahmen sein.

### Literatur

[1] IFEU – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg: Bilanzierung der im Zugriff der AWISTA befindlichen Abfälle in Düsseldorf bzgl. Klimaauswirkungen 2006. Im Auftrag der AWISTA – Gesellschaft für Abfallwirtschaft und Stadtreinigung mbH. Düsseldorf, unveröffentlicht.

[2] Troge, A.: Der Beitrag der Abfallwirtschaft zum Klimaschutz. Müll und Abfall 5/2007. Berlin, 2007.

- [3] MUNLV – Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen: Ressourcen- und Klimaschutz in der Siedlungsabfallwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen – Zukünftige Potenziale und Entwicklungen. Düsseldorf, 2009.
- [4] Pacher, C.; Eggenstein, U.; Quicker, P.; Faulstich, M.: Treibhausgasminderungspotenziale in Müllverbrennungsanlagen. In: Bayer. Landesamt für Umwelt (Veranst.): Abfallwirtschaft und Klimaschutz. Augsburg, 2007.
- [5] Kins, M.; Zwahr, H.: Perspektiven für die Verbesserung des Nutzungsgrades von Müllverbrennungsanlagen. In: Thomé-Kozmiensky, K.-J. (Hrsg): Optimierungspotential der Abfallverbrennung. Neuruppin, 2003.
- [6] Kaufmann, R.; Zachäus, D.: Erzeugung von Strom und Wärme aus Abfall – Bedeutung und Potenzial. In: Bilitewski, B.; Urban, A. I.; Faulstich, M. (Hrsg.): 13. Fachtagung Thermische Abfallbehandlung. Kassel, 2008.
- [7] Kleppmann, F.; Grüttner, W.; Dima, B.: „Heiße DeNOx“ (katalytische Entstickung) im Müllheizkraftwerk Würzburg. Müll und Abfall 6/2007. Berlin, 2007.
- [8] Schellenberger, I.: Sanierung und Optimierung der GMVA Oberhausen. VGB PowerTech – International Journal for Electricity and Heat Generation 12/2007. Essen, 2007.
- [9] UBA – Umweltbundesamt: Energie aus Abfall – Ein bedeutender Beitrag zum Klimaschutz. Workshop am 6./7. November 2006. Dessau, unveröffentlicht.
- [10] BMU- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: FAQ – Fragen und Antworten zum Wärmegesetz. Darstellung im Internetauftritt des BMU, Stand 2/2009.

## Reinigung von Biogasen zur Einspeisung in Gasnetze

Dipl.-Ing. Wolfgang Urban, Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT

Die Aufbereitung und Einspeisung von Biogas in das Erdgasnetz ist derzeit das Thema der Biogasbranche: An mehr als 15 Biogasanlagen in Deutschland wird bereits aufbereitetes Biomethan in das Gasnetz eingespeist und zahlreiche weitere Anlagen werden in den nächsten Jahren folgen. Des Weiteren hat der Gesetzgeber 2008 zahlreiche Gesetzesnovellen – beispielsweise die Gasnetzzugangsverordnung (GasNZV) und die Novellierung des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG) – auf den Weg gebracht und damit die Voraussetzungen für weitere Projekte dieser Art deutlich verbessert.

Die Vorteile einer Einspeisung von Biogas in das Erdgasnetz liegen auf der Hand: zum einen ist eine räumliche und zeitliche Entkopplung zwischen Angebot und Nachfrage und damit eine sehr effiziente Biogasnutzung möglich und zum anderen können völlig neue Nutzungsoptionen, wie beispielsweise als Kraftstoff an Tankstellen oder als Beimischprodukt bei Endverbrauchern, erschlossen werden.

Allerdings ist dieser Nutzungspfad **nicht** der Königsweg sondern lediglich eine mögliche Option, da hohe Aufbereitungskosten große Biogasanlagen erzwingen und der Anschluss an das Gasnetz nicht überall möglich ist. Eine

dezentrale Verstromung von Biogas in KWK-Anlagen ist insbesondere dann attraktiver, wenn lokal eine Wärmenutzung oder/und die Verwendung von Wirtschaftsdünger möglich ist. Jedes Projekt ist also im Kontext seiner Umgebung zu entwickeln. In der Konsequenz bedeutet dies, dass Biogasanlagen entweder bevorzugt in der Nähe von Wärmesenken (zumeist kommunale Versorgungskonzepte) oder in der Nähe von Erdgasnetzen (Biogaseinspeisung) errichtet werden sollten, um eine möglichst effiziente Nutzung des erzeugten Biogases in KWK-Anlagen zu ermöglichen.

Schlagzeilen machen vor allem die großen Einspeiseprojekte. Insbesondere die Gaswirtschaft hat die mit der Biogaserzeugung und Einspeisung verbundenen Chancen erkannt und investiert in starkem Maße in die Entwicklung solcher Projekte. Gasversorger und institutionelle Anlage- bzw. Projektentwicklungsgesellschaften dominieren die aktuellen Entwicklungen. Einer der Gründe mag vielleicht sein, dass gerade die Entwicklung von Biogasprojekten mit Einspeisung hohe Anforderungen an die Planung stellen, nur begrenzt auf praktische Erfahrungen zurückgegriffen werden kann und solche Projekte einen enormen Kapital- bzw. Eigenkapitalbedarf benötigen.

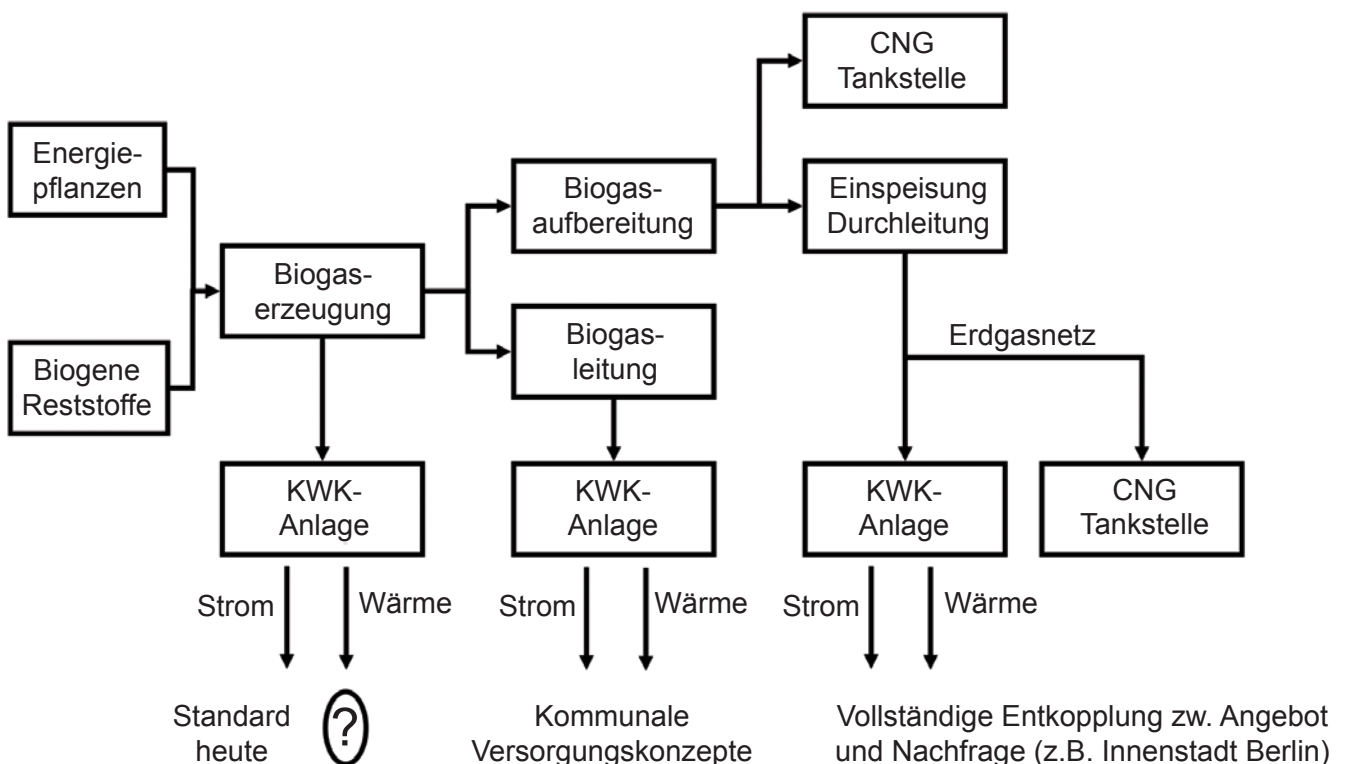


Abbildung 1: Übersicht über mögliche Nutzungspfade für Biogase

## Technische Anforderungen an die Einspeisung von Biogas in das Erdgasnetz

Das Regelwerk der deutschen Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e.V. (DVGW) lässt zwei Möglichkeiten der Einspeisung zu. Aufbereitetes Biogas kann in das Gasnetz entweder als Austauschgas oder als Zusatzgas eingespeist werden. Austauschgas muss nach DVGW G260 bzw. G262 und G685 voll kompatibel mit der am Einspeisepunkt verteilten Gasqualität sein [1], [2], [3]. Die maximal zulässigen Anteile an CO<sub>2</sub> im Biomethan betragen 6 Vol.-%; für H<sub>2</sub> 5 Vol.-% (G262). Alternativ kann das aufbereitete Biogas auch als Zusatzgas dem Erdgas zugemischt werden. Die maximalen Zumischraten richten sich nach der Biogasqualität und der zur Verfügung stehenden Mischgasmenge (bei Einhaltung der Wobbezahlgrenzen und örtlich erlaubten Brennwertschwankungen nach DVGW G685).

Die Novellierung der Gasnetzzugangsverordnung (GasNZV) [4] im Frühjahr 2008 führte zu einer Verschiebung der Verantwortlichkeiten und damit zu einer deutlichen Vereinfachung für die Einspeisung von Biomethan. Der Netzbetreiber ist nunmehr verantwortlich für die Sicherstellung der Gaskompatibilität nach G685. Gemäß der novellierten GasNZV ist eine Netzanschlusspflicht für Biomethan eingeführt worden. Diese sieht z. B. vor, dass Kapazitätsengpässe oder zu geringe Gasabnahmen im Sommer (Min-Flow-Problematik) keine Verweigerungsgründe für eine Gaseinspeisung darstellen.

Der Einspeiser hat nunmehr nur noch ein nach den DVGW-Regeln G260 und G262 konformes Biomethan drucklos bereitzustellen bzw. an die Einspeisestation des Netzbetreibers zu übergeben. Darüber hinaus ist an den Einspeiser ein »vermiedenes Netzentgelt« in Höhe von 0,7 ct/kWh (H<sub>2</sub>) zu zahlen. Die Einspeisung (GDRM-Station) und die Brennwertanpassung obliegen dem Netzbetreiber. Die Investitionen für den Netzanschluss tragen Einspeiser und Netzbetreiber jeweils zur Hälfte, die Betriebskosten (z.B. Nachverdichtung, Brennwertanpassung, Odorierung) liegen beim Netzbetreiber.

## Biogasaufbereitung

Für die Aufbereitung von Rohbiogasen aus fermentativer Erzeugung sind zumeist drei Arbeitsschritte zu vollziehen: Biogaseschwefelung, Gastrocknung und als wichtigster Schritt die CO<sub>2</sub>-Abtrennung.

Die Entschwefelung des Biogases sollte – wenn sie nicht parallel zur CO<sub>2</sub>-Abtrennung erfolgen kann – aus wirtschaftlichen Gründen zweistufig erfolgen. Geeignete Grobentschwefelungsverfahren sind bei geringen H<sub>2</sub>S-Belastungen im Rohgas (bei Vergärung von Energiepflanzen) die Sulfidfällung und bei hohen H<sub>2</sub>S-Gehalten bzw. hohen Rohgasvolumenströmen Biowäscher mit externer Wasserregenerierung. Ein Lufteintrag in das Rohbiogas (beispielsweise über das Substrateinbringsystem) sollte

| Verfahren                   | Firmen                                                                       | Auszug Referenzen (Bezug Rohgas)                                                                                                                      |
|-----------------------------|------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Druckwechseladsorption      | CarboTech Engineering (D)<br>Cirmac (NL)<br>QuestAir (CAN)<br>Verdesis (CH)* | D, S, A, CH: mehr als 20 Anlagen<br>NL: Nuenen<br>Mehrere in USA, CAN<br>CH: Widnau, Lavigny, Villeneuve, Inwil                                       |
| <b>Physikalische Wäsche</b> |                                                                              |                                                                                                                                                       |
| Druckwasserwäsche           | Flotech (S, NZ)<br>Malmberg (S)<br>YIT (S), RosRoca (D)*                     | mehrere Anlagen in S, E, JP<br>S: mehr als 20 Anlagen, D: 2<br>S: 5 Anlagen                                                                           |
| Genosorb®-Wäsche            | Haase (D)                                                                    | Jameln, Hannover                                                                                                                                      |
| <b>Chemische Wäsche</b>     |                                                                              |                                                                                                                                                       |
| Aminwäsche                  | DGE (D)<br>MT-Biomethan (D)*<br>CarboTech (D)<br>Cirmac (NL)                 | Prototyp Lanken, CH: Zürich<br>Rockstedt 600 m <sup>3</sup> /h<br>Prototyp Schwandorf<br>Göteborg 1600 m <sup>3</sup> /h, Boras 300 m <sup>3</sup> /h |
| Membrantrennverfahren       | Cirmac (NL)<br>Air Liquide (F)                                               | NL: Beverwijk                                                                                                                                         |

\* - Lizenznehmer

Tabelle 1: Überblick über einige CO<sub>2</sub>-Abtrennverfahren und ausgewählte Hersteller

| Kriterien                                          | PSA                       | DWW                        | Genosorb®            | MEA        | DEA        |
|----------------------------------------------------|---------------------------|----------------------------|----------------------|------------|------------|
| Vorreinigung <sup>a</sup>                          | Ja                        | Nein                       | Nein                 | Ja         | Ja         |
| Arbeitsdruck [bar]                                 | 4 - 7                     | 4 - 7                      | 4 - 7                | drucklos   | drucklos   |
| Methanverlust <sup>b</sup>                         | < 3 % / 6-10 <sup>b</sup> | < 1 % / < 2 % <sup>b</sup> | < 2 %                | < 0,1 %    | < 0,1 %    |
| Methananteil Produktgas <sup>c</sup>               | > 96 %                    | > 97 %                     | > 96 %               | > 99 %     | > 99 %     |
| Stromverbrauch <sup>d</sup> [kWh/Nm <sup>3</sup> ] | 0,25                      | < 0,25                     | 0,24 - 0,33          | < 0,15     | < 0,15     |
| Wärmebedarf [°C]                                   | Nein                      | Nein                       | 55 - 80 <sup>e</sup> | 160        | 160        |
| Regelbarkeit in % der Nennlast                     | +/- 10 - 15 %             | 50 - 100 %                 | 50 - 100 %           | 50 - 100 % | 50 - 100 % |
| Referenzen <sup>f</sup>                            | > 20                      | > 20                       | 2                    | 3          | 2          |

a Die Angaben beziehen sich auf Rohbiogase mit H<sub>2</sub>S-Belastungen kleiner 500 mg/m<sup>3</sup>. Bei hohen H<sub>2</sub>S-Gehalten, wie sie beispielsweise bei Gülle-Biogasanlagen anzutreffen sind, empfiehlt sich auch bei physikalischen Wäschen eine vorgelagerte Grobentschwefelung.

b Der Methanverlust ist abhängig von den Betriebsbedingungen. Die hier angegebenen Werte sind entweder Garantieangaben des Herstellers oder Betreiberangaben. Der Methanverlust < 3 % bezieht sich Anlagen der Fa. CarboTech, die Spanne zwischen 6-10 % auf Anlagen der Fa. QuestAir. Druckwasserwäsche: < 1 % Fa. Malmberg, < 2 % Fa. Flotech

c Die Produktgasqualität ist prinzipiell variabel einstellbar; allerdings auf Kosten der Wirtschaftlichkeit oder des Methanverlustes. Die hier angegebenen Werte sind entweder Garantieangaben des Herstellers oder Betreiberangaben. Basis: luftfreies Biogas

d Basis: Angaben in kWh/Nm<sup>3</sup> Rohbiogas, Verdichtung des Produktgases auf 7 bar<sub>0</sub>

e Nach Angaben der Fa. Haase ist eine interne Wärmebereitstellung mittels Wärmepumpe möglich.

f Teilweise sind die angeführten Referenzanlagen Prototypen. Die Angaben in der Tabelle erheben keinen Anspruch auf Vollständigkeit.

Tabelle 2: Verfahrensvergleich anhand ausgewählter technischer Parameter

eher vermieden werden, da Stickstoff die weiteren Aufbereitungskosten (vor allem die Brennwertanpassung) spürbar erhöht. Die Feinentschwefelung erfolgt adsorptiv mit seriell geschalteten Aktivkohlebehältern. Imprägnierte Aktivkohlen (Kaliumjodid oder Kaliumcarbonat) sind Stand der Technik; neuerdings sind aber auch deutlich reaktivere und damit effizientere dotierte Aktivkohlen am Markt verfügbar.

Für die CO<sub>2</sub>-Abtrennung aus Biogasen sind auf dem deutschen Markt mittlerweile viele Verfahren bzw. Hersteller verfügbar. Die Druckwasserwäsche (DWW) und die Druckwechseladsorption (PSA) verfügen über die meisten Referenzen in Europa. Beide Verfahren sind technisch ausgereift und Stand der Technik. Daneben werden einige weitere Waschverfahren, wie z.B. chemische Wäschen angeboten. Tabelle 1 gibt einen Überblick über die wichtigsten Verfahren und ausgewählte Hersteller.

Ein technischer Vergleich der verschiedenen CO<sub>2</sub>-Abtrennverfahren ist derzeit nur unter dem Vorbehalt der weiteren Entwicklungen auf dem Markt möglich, da für einige Waschverfahren – die Genosorb®-Wäsche, die MEA- bzw. DEA-Wäsche – erst wenige Anlagen existieren und durchaus noch Potenziale zur Steigerung der Anlageneffizienz erwartet werden können. Insbesondere bei Aminwäschen müssen auch noch einige technische Fragen im Praxisbetrieb beantwortet werden.

Der Verfahrensvergleich hinsichtlich der Produktgasqualität zeigt, dass Aminwäschen die höchste Produktgasqualität, den geringsten Methanschupf und den geringsten spezifischen Strombedarf aufweisen. Im Vergleich zu PSA-Verfahren und Druckwasserwäschen benötigen Aminwäschen allerdings auch Prozesswärme auf einem hohen Temperaturniveau; z.B. das DEA-Verfahren von MT-Energie etwa 0,5 kWh/m<sup>3</sup> Rohbiogas mit einer Vorlauftemperatur von 160 °C. Der Vorteil des deutlich geringeren Stromverbrauchs bleibt demzufolge nur erhalten, wenn preiswert regenerative Wärme zur Verfügung gestellt werden kann.

Waschverfahren sind im Vergleich zu anderen Verfahren flexibler hinsichtlich Durchsatz (modulierend zw. 50 - 100 % Nennlast) und Produktgasqualität. Sowohl die Produktgasqualität als auch die Methanverluste können leicht nach Bedarf angepasst werden, wobei sehr hohe Qualitäten die Betriebskosten und den Methanverlust spürbar ansteigen lassen.

Der Vorteil der sehr hohen Produktgasqualität bei Aminwäschen ist allerdings relativ zu sehen, da die Anforderungen der DVGW G260 übererfüllt werden. In vielen Fällen, wo eine Einspeisung von Austauschgas erfolgen soll, reduziert sich jedoch der Aufwand der Brennwertanpassung mit LPG, je höher die Produktgasqualität nach der Aufbereitung ist. Hier haben sich die Verantwortlichkeiten mit der Novellierung der Gasnetzzugangsverordnung zum Netzbetreiber hin verschoben.

Bei Aminwäschen ist im Vergleich zur PSA oder Druckwasserwäsche keine vorherige Verdichtung des Rohgases notwendig, da die Absorption drucklos abläuft. Bei einer nachfolgenden Einspeisung in das Gasnetz ist nur noch das aufbereitete Biomethan (ohne das Ballastgas  $\text{CO}_2$ ) zu verdichten. Grundsätzlich besitzen drucklose Verfahren einen wirtschaftlichen Vorteil gegenüber Verfahren, die prozessbedingt mit Druck arbeiten müssen (PSA und DWW, etwa 4 - 7 bar), da durch die novellierte GasNZV der Einspeiser nur druckloses Gas bereitzustellen hat. Dieser Vorteil relativiert sich allerdings mit steigendem Netzdruck deutlich.

Das Genosorb®-Verfahren erlaubt als einziges Verfahren neben einer  $\text{CO}_2$ -Abtrennung auch eine Biogasentschwefelung ( $\text{H}_2\text{S}$ -Limit 100 ppmv) und eine Gastrocknung auf Taupunkte bis  $-20^\circ\text{C}$ . Allerdings bietet die Genosorb®-Wäsche im Vergleich zu anderen Waschverfahren in zwei wichtigen Punkten keine Vorteile: Stromverbrauch und Methanverlust.

Aminwäschen benötigen aus wirtschaftlichen Gründen eine vorherige Entschwefelung (Grob- und Feinentschwefelung) des Rohgases, PSA-Systeme darüber hinaus auch eine vorherige Gastrocknung.

Die Druckwasserwäsche kann bevorzugt an Standorten ohne Wärmebereitstellung eingesetzt werden. Das Waschmittel Wasser ist preiswert, überall verfügbar und leicht handhabbar. Druckwasserwäschen ermöglichen eine gleichzeitige Entschwefelung und  $\text{CO}_2$ -Abtrennung und sind sehr flexibel im Betrieb. Aufgrund relativ weniger beweglicher Anlagenteile (im Wesentlichen Verdichter und Pumpen) kann von einer hohen Anlagenverfügbarkeit ausgegangen werden. Die Anlage kann im laufenden Betrieb gewartet werden.

Die Druckwechseladsorption ist prädestiniert für die Aufbereitung von Biogasen mit nennenswerten Luftanteilen; die chemischen Wäschen sind bevorzugt bei kleinen Anlagengrößen und bei preiswert verfügbarer Wärmebereitstellung einsetzbar. Sowohl die Druckwasserwäsche als auch das PSA-Verfahren können nennenswert Abwärme als Niedertemperaturwärme für externe Anlagen (z.B. Fermenter) zur Verfügung stellen.

## Kosten der Biogasaufbereitung und -einspeisung

Naturgemäß fallen bei kleineren Anlagengrößen wesentlich höhere spezifische Kosten an als bei größeren Biogasaufbereitungsanlagen. Die Kostendegression würde demnach den Bau möglichst großer Fermenter und Biogasaufbereitungsanlagen nahe legen. Dem stehen allerdings Limitierungen bei der Substratversorgung gegenüber. Wirtschaftlich sinnvolle Anlagengrößen werden im Bereich 500 bis 2.000  $\text{Nm}^3/\text{h}$  Rohbiogas vermutet.

Den größten Einfluss auf die Biogasgestehungskosten und damit auch auf die Gesamtkosten haben die Substratpreise (Abbildung 2). Substratpreise deutlich über 35 €/t können auch bei großen Anlagen zu einem kaum positiven oder sogar negativen Ergebnis führen.

Abbildung 3 zeigt anschaulich, dass sich die spezifischen Kosten der Gasaufbereitungsverfahren mit zunehmender Anlagengröße stark nivellieren und damit das Merkmal Kosten im Vergleich zu anderen Eigenschaften wie Anlagenverfügbarkeit und Produktgasqualität in den Hintergrund tritt. Unter den vorgenannten Randbedingungen sind Aminwäschen besonders für kleine Anlagengrößen interessant, wobei zu beachten ist, dass Aminwäschen sehr sensitiv gegenüber den Wärmebereitstellungskosten sind und nur bedingt praxisnahe Betriebserfahrungen verfügbar sind. Die Übersicht in Abbildung 3 stellt die gesamten spezifischen Biogasaufbereitungskosten auf Erdgasqualität (Entschwefelung,  $\text{CO}_2$ -Abtrennung, Trocknung) frei Einspeisestelle dar.

In der Gesamtkostenübersicht (Abbildung 4) wird vorausgesetzt, dass an der Auspeisestelle ein wärmegeführtes Erdgas-BHKW mit 5.250 Volllaststunden und einem hohen Wärmenutzungsgrad betrieben wird. Der Leistungsbereich zwischen 200 und 500  $\text{kW}_{\text{el}}$  stellt das Optimum aus EEG-Erlösen, BHKW-Betriebskosten und elektrischem Wirkungsgrad dar. Die EEG-Erlöse beziehen sich auf die im Juli beschlossene EEG-Novelle [5] und beinhalten neben Grundvergütung, NawaRo-Bonus, Technologie-Bonus, KWK-Bonus (Mischkalkulation, siehe auch Wärmeerlöse zwischen 3-6 ct/ $\text{kWh}_{\text{th}}$ ).

Es wird deutlich, dass aufgrund des degressiv verlaufenden Technologie-Bonus die optimale Biogasanlagengröße bei weniger als 1.400  $\text{Nm}^3/\text{h}$  Rohbiogas bzw. 700  $\text{Nm}^3/\text{h}$  Biomethan liegt. Abbildung 4 macht aber auch deutlich, dass die Wärmeerlöse einen mindestens genauso wichtigen Beitrag zur Rentabilität eines Einspeiseproyektes leisten wie die EEG-Vergütung.

Eine hohe Wärmenutzung ist bei allen Einspeiseprojekten unabdingbar und Voraussetzung für einen wirtschaftlichen Erfolg. Selbst bei großen Biogasanlagen muss die BHKW-Abwärme in erheblichem Maße genutzt werden, um ein deutlich positives Ergebnis zu erzielen.

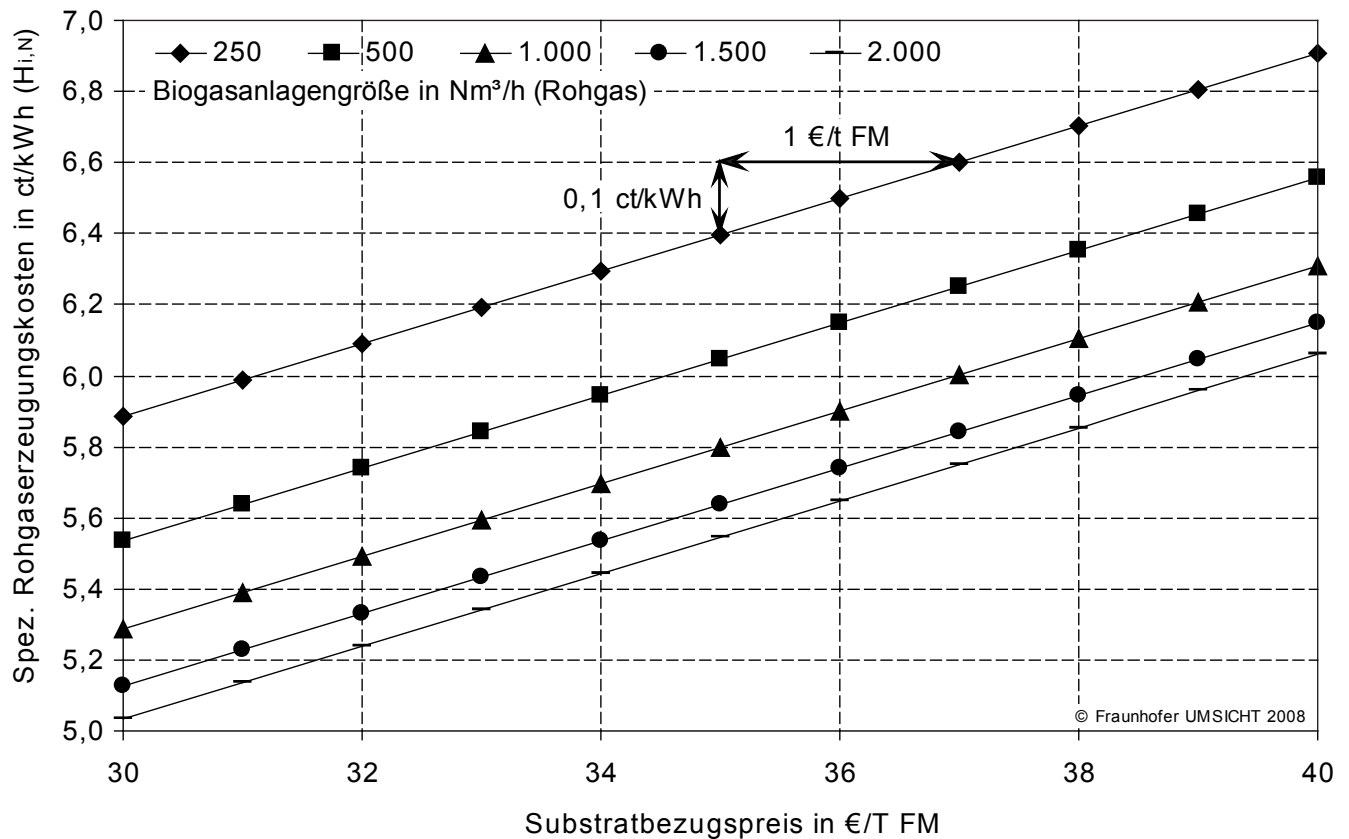


Abbildung 2: Übersicht über spezifische Rohbiogasgestehungskosten in ct/kWh<sub>Hi</sub> in Abhängigkeit der Biogasanlagengröße (NawaRo-Biogasanlage) und des Substratpreises

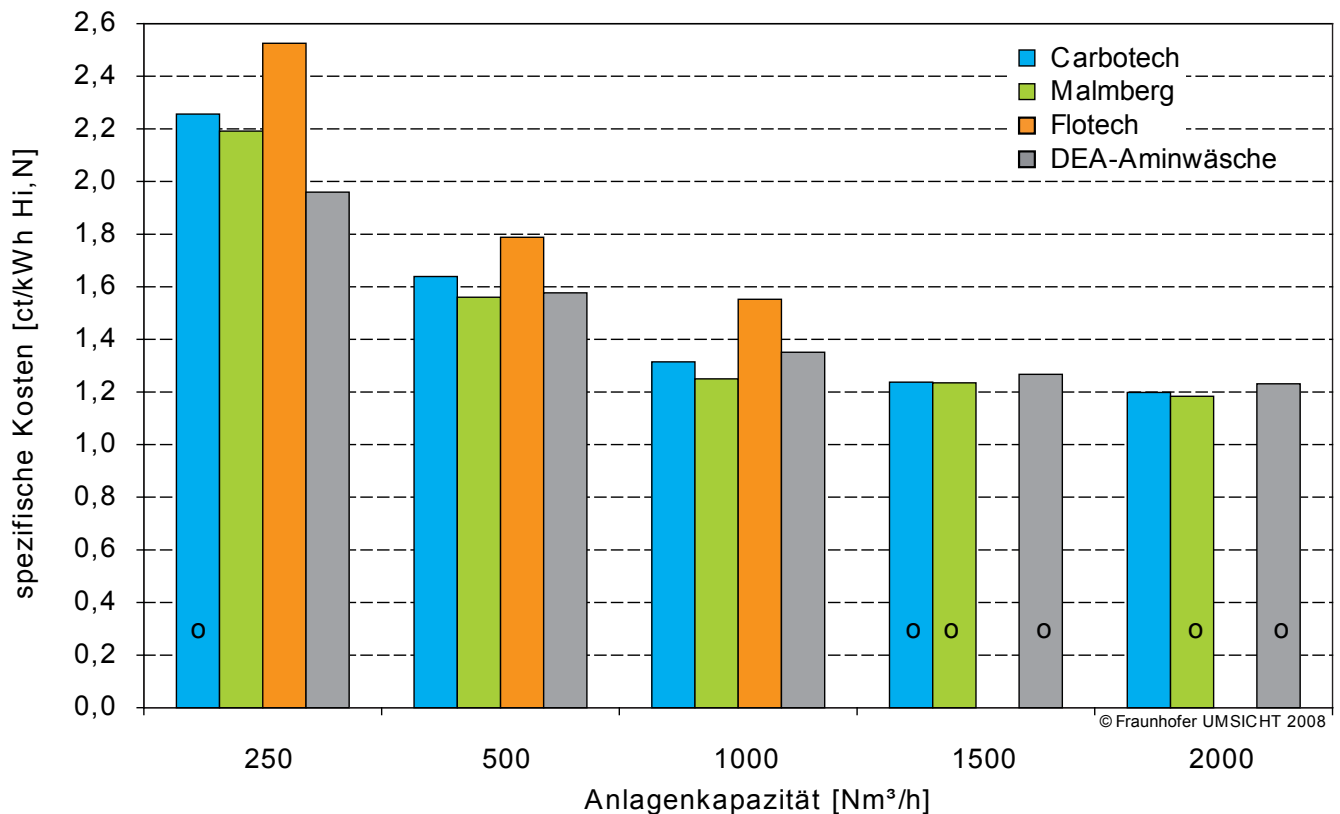


Abbildung 3: Übersicht über spezifische Biomethanerzeugungskosten in ct/kWh<sub>Hi</sub> in Abhängigkeit der Rohbiogasmenge und des Aufbereitungsverfahrens (NawaRo-Biogasanlage, Entschwefelung, CO<sub>2</sub>-Abtrennung und Trocknung), o - Kostenschätzung

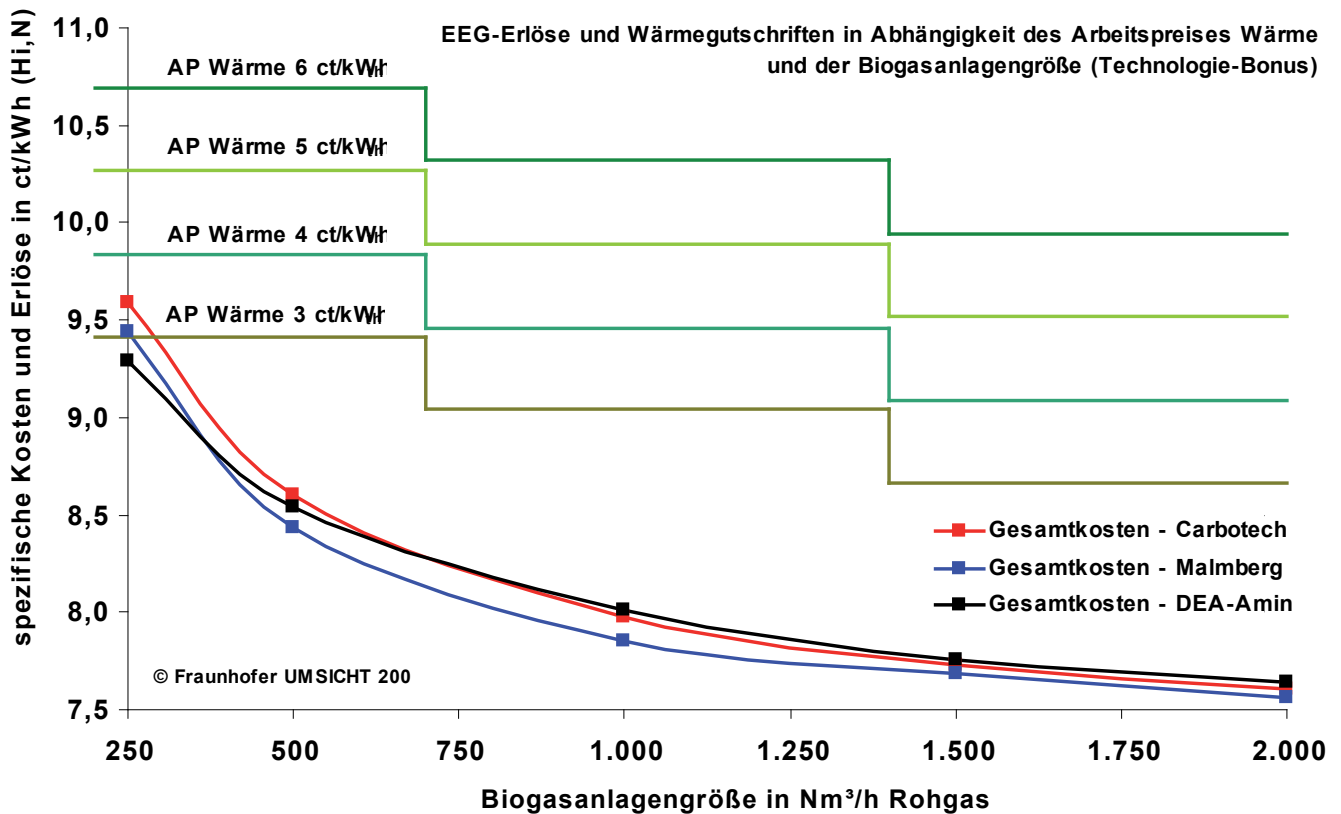


Abbildung 4: Vergleich spezifische Gesamtkosten in ct/kWh<sub>Hi</sub> in Abhängigkeit der Rohbiogasmenge und des Aufbereitungsverfahrens mit möglichen EEG- und Wärmeerlösen (NawaRo-Biogasanlage, Biogasaufbereitung, Einspeisung, Netzdurchleitung, wärmegeführtes Erdgas-BHKW, Inbetriebnahme 2009)

Die Grundvergütung und die Boni decken in der Regel nur die gesamten Kosten von der Gaserzeugung und Aufbereitung bis zur Stromerzeugung; der Gewinn wird in nicht unerheblichem Maß aus den Wärmeerlösen generiert. Es empfiehlt sich daher für Einspeiser, die Erlöse aus dem Biomethanverkauf mit einer entsprechenden Preisgleitklausel (z.B. Heizölpreis) zu versehen, um an steigenden Wärmeerlösen partizipieren und Substratpreisvolatilitäten abfangen zu können.

Für den wirtschaftlich erfolgreichen Betrieb einer Biomethaneinspeiseanlage wird es auch zukünftig trotz einer besseren Erlössituation zwingend nötig sein, dauerhaft moderate Substratpreise auszuhandeln. Aus diesem Grund sollte auf partnerschaftliche Modelle zur Absicherung der Substratversorgung mit den Lieferanten gesetzt werden. Darüber hinaus ist zwingend ein hoher Wärmenutzungsgrad bei der Stromerzeugung mit Biomethan erforderlich. Ideal wären ein wärmegeführtes BHKW und möglichst große NaWaRo-Biogasanlagen.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass der wirtschaftliche Erfolg eines Einspeiseprojektes von drei wichtigen Faktoren abhängig ist. Dies sind:

- die Biogasanlagengröße,
- die Substratpreise und
- hohe Wärmeerlöse (hoher Wärmenutzungsgrad bzw. Volllaststundenzahl) bei der EEG-Stromerzeugung mit Biomethan in einem wärmegeführten BHKW.

## **BMBF-Verbundprojekt »Biogaseinspeisung«**

Die hier vorgestellten Arbeitsergebnisse sind Teil des BMBF-Verbundprojekts »Biogaseinspeisung«, das sich den Möglichkeiten und Potenzialen der Biogaseinspeisung widmet und Hemmnisse bei der Erzeugung, Aufbereitung, Einspeisung und Verteilung von Biogas über das Erdgasnetz identifiziert und Lösungsansätze zu ihrem Abbau entwickelt.

Die beteiligten Projektpartner sind: Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH, Institut für Energetik und Umwelt gGmbH, Ruhr-Universität Bochum, Hochschule Magdeburg-Stendal, E.ON Ruhrgas AG, alta4 Geoinformatik AG.

Weitere Informationen zum Projekt sowie die ausführliche Studie über Technologien und Kosten der Erzeugung von Erdgassubstituten aus Biogas sind verfügbar unter: [www.biogaseinspeisung.de](http://www.biogaseinspeisung.de).

## **Literatur**

[1] DVGW Arbeitsblatt G 260 „Gasbeschaffenheit“ Ausgabe 05/08

[2] DVGW Arbeitsblatt G 262 „Nutzung von Gasen aus regenerativen Quellen in der öffentlichen Gasversorgung“ Ausgabe 11/2004

[3] DVGW Arbeitsblatt G 260 „Gasabrechnung“ Ausgabe 04/93

[4] Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie: Verordnung zur Änderung der Gasnetzzugangsverordnung und der Gasnetzentgeltverordnung und der Anreizregulierungsverordnung (GasNZV) vom 12.03.08, verfügbar unter: <http://www.bmwi.de/BMWi/Redaktion/PDF/E/entwurfverordnung-biogas,property=pdf,bereich=bmwi,sprache=de,rwb=true.pdf>, Abruf am 12.03.08

[5] Beschluss des Bundesrates vom 04.07.2008: Gesetz zur Neuregelung des Rechts der Erneuerbaren Energien im Strombereich und zur Änderung damit zusammenhängender Vorschriften. Drucksache 418/08 B. Verfügbar unter: <http://www.bundesrat.de>

Landesamt für Natur, Umwelt  
und Verbraucherschutz  
Nordrhein-Westfalen  
Leibnizstraße 10  
45659 Recklinghausen  
Telefon 02361 305-0  
poststelle@lanuv.nrw.de

[www.lanuv.nrw.de](http://www.lanuv.nrw.de)

