



ICEBE
IMAGINEERING
NATURE

DIPLOMARBEIT

Untersuchung der Umweltauswirkungen verschiedener Betriebsarten einer Biogasanlage mithilfe der Ökobilanz

ausgeführt zum Zwecke der Erlangung des akademischen Grades eines Diplomingenieurs unter
der Leitung von

Univ.Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. Anton Friedl

am Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaften

betreut von

Dipl.-Ing. Dr.techn. Bettina Mihalyi

Dipl.-Ing. Dr.techn. Angela Miltner

Dipl.-Ing. Daniel Koch

Dipl.-Ing. Ervin Saracevic

eingereicht an der Technischen Universität Wien

Fakultät für Maschinenwesen und Betriebswissenschaften

von

Michael Klaus Hammerschmidt

Matrikelnummer: 01127678

Hadikgasse 32/5

1140 Wien

Wien, am 15.11.2018

Eidesstattliche Erklärung

Ich erkläre an Eides statt, dass die vorliegende Arbeit nach den anerkannten Grundsätzen für wissenschaftliche Abhandlungen von mir selbstständig erstellt wurde. Alle verwendeten Hilfsmittel, insbesondere die zugrunde gelegte Literatur, sind in dieser Arbeit genannt und aufgelistet. Die aus den Quellen wörtlich entnommenen Stellen, sind als solche kenntlich gemacht.

Das Thema dieser Arbeit wurde von mir bisher weder im In- noch Ausland einer Beurteilerin/ einem Beurteiler zur Begutachtung in irgendeiner Form als Prüfungsarbeit vorgelegt. Diese Arbeit stimmt mit der von den Begutachterinnen/Begutachtern beurteilten Arbeit überein.

Wien, November, 2018

Unterschrift

Kurzfassung:

Der steigende Anteil von erneuerbaren Energiequellen wie Wind und Photovoltaik an der Stromerzeugung, leistet einen wichtigen Beitrag zur Dekarbonisierung der Energiewirtschaft. Allerdings werden zur Netzintegration, dieser stark fluktuierenden erneuerbaren Energiequellen, zusätzliche flexible Stromerzeugungskapazitäten zum Ausgleich notwendig. Im Bio(FLEX)Net-Forschungsprojekt am Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaften der TU Wien wird der Beitrag von Biogasanlagen zur Flexibilisierung des Energiesystems untersucht. In dieser Arbeit wird, mit Hilfe der GaBi-LCA-Software der Firma thinkstep, die Biogasanlage in Bruck a. d. Leitha modelliert und eine Ökobilanz nach ISO 14040/14044 durchgeführt. Es werden die Umweltwirkungen der unterschiedlichen Betriebsarten – der Verstromung von Rohbiogas im BHKW und der Biomethanherzeugung – mit dem Schwerpunkt auf ihre Treibhausgasemissionen ermittelt.

Für die gesamte Biomethanherzeugung ergeben sich THG-Emissionen von 58 g CO₂eq/kg Biomethan. Für die relativ große Schwankungsbreite von -60 bis 216 g CO₂eq/kg Biomethan ist hauptsächlich die Varianz der Daten über die Höhe der Methanverluste verantwortlich. Da für die Verbrennung des Rohbiogases im BHKW keine aufwändige Gasaufbereitung notwendig ist, ergibt sich für die Stromerzeugung im BHKW eine treibhausgasreduzierende Bilanz mit -24 g CO₂eq/kg Rohbiogas, mit einem Schwankungsbereich von -74 bis 45 g CO₂eq/kg Rohbiogas. Der größte Teil der THG-Emissionen ist auf die Methanverluste des Fermenters und bei der Gasaufbereitung bzw. im BHKW zurückzuführen, während der Transport von Substrat und Gärresten, sowie der Einsatz von Betriebsmittel einen vergleichsweise geringen Einfluss auf die Umweltwirkungen haben. Die Gutschrift durch die Substitution von Mineraldünger durch Gärreste wirkt sich stark positiv auf die Ergebnisse der THG-Emissionen aus.

Wird Biomethan als Ersatzbrennstoff für Erdgas in der Stromerzeugung verwendet, können bis zu 98% der THG-Emissionen eingespart werden. Damit steht mit dem untersuchten Biomethan aus biogenen Reststoffen ein nahezu klimaneutraler Ersatzbrennstoff für Erdgas mit vielfältigen Einsatzmöglichkeiten zur Verfügung. Eine effiziente stoffliche Nutzung der Gärreste als Dünger, sowie geringe Methanverluste werden als die einflussreichsten Faktoren identifiziert, um geringstmögliche Umweltwirkungen zu erreichen. Zu einer weiteren Verbesserung der THG-Bilanz der Biomethanherzeugung, wird eine weitergehende Nutzung des, in der Gasaufbereitung abgetrennten, Kohlendioxids empfohlen.

Abstract:

The increasing share of renewable energy sources such as wind and photovoltaics in electricity generation contributes significantly to the decarbonisation of the energy supply. Because of that a grid integration of these highly fluctuating renewable energy sources, will require additional flexible power generation capacity. In the Bio(FLEX)Net research project at the Institute of Process Engineering, Environmental Technology and Technical Biosciences of the Vienna University of Technology, the contribution of biogas plants to the flexibilisation of the energy system is being investigated. In this work, the biogas plant in Bruck a. d. Leitha is modeled with the help of the GaBi LCA software from thinkstep and a life cycle assessment according to ISO 14040/14044 is carried out. The environmental effects of the different operating modes - the generation of electricity from raw biogas in the CHP and the biomethane production - with a focus on their greenhouse gas emissions are determined.

Total biomethane production produces GHG emissions of 58 g CO₂eq/kg biomethane. For the relatively large fluctuation range of -60 to 216 g CO₂eq/kg biomethane, the variance of the data according to the level of methane losses is mainly responsible. Since there is no need for a complex gas treatment for the combustion in the CHP the power generating in the CHP results in a greenhouse gas-reducing balance of -24 g CO₂eq/kg raw biogas, with a fluctuation range of -74 to 45 g CO₂eq/kg raw biogas. The credit for the substitution of mineral fertilizer with digestate has a strong positive effect on the results of GHG emissions. The major part of the GHG emissions is resulting on the methane losses of the fermenter and on the gas treatment or the CHP, while the transport of substrate and digestate, as well as the use of resources have a relatively small impact on the environmental impact.

Using biomethane as a substitute fuel for natural gas in power generation can save up to 98% of GHG emissions. Thus, with the bio-methane from biogenic residues investigated, a nearly climate-neutral substitute for natural gas with a variety of possible usages is available. An efficient use of the digestate as fertilizer and low methane loss is identified as the most influential factors in order to achieve the lowest possible environmental impact. To improve the GHG balance of biomethane production in the future, a further use of the carbon dioxide, which is separated in the gas treatment is recommended.

Inhaltsverzeichnis

1	EINLEITUNG	1
1.1	HINTERGRUND	1
1.2	PROBLEMSTELLUNG	1
1.3	ZIELSETZUNG	2
1.4	VORGEHENSWEISE UND ANGEWANDTE METHODEN	3
2	STAND DER TECHNIK/EINFÜHRUNG IN DIE BIOGASNUTZUNG	4
2.1	BIOMASSE ALS ENERGIETRÄGER	4
2.2	BIOGASERZEUGUNG	6
2.2.1	<i>Substrate</i>	6
2.2.2	<i>Fermentation</i>	6
2.2.3	<i>Umweltwirkungen der Biogaserzeugung</i>	7
2.3	VERWERTUNG VON BIOGAS IM BLOCKHEIZKRAFTWERK.....	8
2.4	AUFBEREITUNG VON BIOGAS ZU BIOMETHAN.....	9
2.4.1	<i>Entschwefelung</i>	10
2.4.2	<i>Trocknung</i>	12
2.4.3	<i>Trennung des CH₄-CO₂-Gasgemisches</i>	12
2.5	FLEXIBILISIERUNG VON BIOGASANLAGEN	14
2.5.1	<i>Marktumfeld und Notwendigkeit der Flexibilisierung von Biogasanlagen</i>	14
2.5.2	<i>Überblick über vorhandene Flexibilisierungskonzepte von Biogasanlagen</i>	15
2.5.3	<i>Flexibler BHKW-Betrieb</i>	17
2.5.4	<i>Biomethan als flexibel einsetzbarer Energieträger</i>	19
3	ÖKOBILANZ	21
3.1	ZIELDEFINITION UND UNTERSUCHUNGSRAHMEN	22
3.1.1	<i>Funktionelle Einheit</i>	22
3.1.2	<i>Systemgrenzen</i>	23
3.1.3	<i>Bewertung bei unterschiedlichem Nutzen und Vergleichsbeeinträchtigung</i>	25
3.1.4	<i>Betrachtete Umweltwirkungen (Wirkkategorien)</i>	26
3.1.5	<i>Abschneidekriterien (Cut-Off-Kriterien)</i>	28
3.1.6	<i>Allokation</i>	28
3.2	SACHBILANZ – ÖKOINVENTAR	29
3.2.1	<i>Datengrundlagen</i>	29
3.2.2	<i>Betrachtetes System und Einteilung in Subsysteme</i>	29
3.2.3	<i>Stoff- und Energieflüsse der Biogaserzeugung</i>	32
3.2.4	<i>Emissionen der Biogaserzeugung</i>	35
3.2.5	<i>Stoff- und Energieflüsse der Gasaufbereitung zu Biomethan</i>	35
3.2.6	<i>Emissionen der Gasaufbereitung zu Biomethan</i>	36
3.2.7	<i>Stoff- und Energieflüsse der Strom- und Wärmeerzeugung im BHKW</i>	37
3.2.8	<i>Emissionen der Strom- und Wärmeerzeugung im BHKW</i>	37
3.2.9	<i>Berechnung der Gutschrift für die Gärreste</i>	39

3.2.10	<i>Ammoniakemissionen bei der Gärrestausbringung</i>	41
3.2.11	<i>Lachgasemissionen der Gärrestausbringung</i>	42
3.2.12	<i>Emissionen bei der Errichtung der Biogasanlage</i>	42
3.3	WIRKUNGSABSCHÄTZUNG	43
3.4	AUSWERTUNG	44
4	ERGEBNISSE	45
4.1	UMWELTAUSWIRKUNGEN DER BIOMETHANERZEUGUNG.....	45
4.1.1	<i>Treibhausgasemissionen der Biomethanerzeugung</i>	45
4.1.2	<i>Primärenergiebedarf der Biomethanerzeugung</i>	52
4.1.3	<i>Eutrophierungspotential aufgrund der Biomethanerzeugung</i>	54
4.1.4	<i>Versauerungspotential aufgrund der Biomethanerzeugung</i>	55
4.1.5	<i>Membrantrennung als potentielle CO₂-Senke</i>	56
4.2	UMWELTAUSWIRKUNGEN DER STROM- UND WÄRMEERZEUGUNG IM BHKW	57
4.2.1	<i>Treibhausgasemissionen der Strom- und Wärmezeugung im BHKW</i>	58
4.2.2	<i>Treibhausgasemissionen der flexiblen Stromerzeugung mittels BHKW</i>	60
4.2.3	<i>Treibhausgasemissionen der Regelernergiebereitstellung mittels BHKW</i>	62
4.2.4	<i>Eutrophierungspotential der Strom- und Wärmezeugung im BHKW</i>	62
4.2.5	<i>Versauerungspotential der Strom- und Wärmezeugung im BHKW</i>	63
4.3	VERGLEICH VERSCHIEDENER MÖGLICHKEITEN DER ENERGIEERZEUGUNG DURCH BIOGASANLAGEN ..	64
4.3.1	<i>Vergleich der Stromerzeugung durch Biomethan im GuD-Kraftwerk mit Stromerzeugung durch Rohbiogas im BHKW</i>	64
4.3.2	<i>Biomethan als Ersatzbrennstoff für Erdgas im GuD-Kraftwerk</i>	65
5	ZUSAMMENFASSUNG UND DISKUSSION DER ERGEBNISSE	67
6	SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK	69
6.1	VORSCHLÄGE FÜR NACHFOLGEARBEITEN:.....	70
	NOTATIONS- UND ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	72
	TABELLENVERZEICHNIS	73
	ABBILDUNGSVERZEICHNIS	74
	LITERATURVERZEICHNIS	76
	ANHANG	83

1 Einleitung

1.1 Hintergrund

Die im Jahre 2015 in der UN-Generalversammlung verabschiedete Agenda 2030 für eine nachhaltige Entwicklung, beinhaltet umfassende Ziele und Zielvorgaben für eine nachhaltige Transformation in wirtschaftlicher, sozialer und ökologischer Dimension, damit die Erde die Bedürfnisse der heutigen und auch der kommenden Generationen befriedigen kann (UN 2015). Es bedarf großer gesamtgesellschaftlicher Anstrengungen diese Zielvorgaben erreichen zu können. Insbesondere die geforderten Maßnahmen, um die THG-Emissionen drastisch zu reduzieren, machen einschneidende Veränderungen in vielen Bereichen, vor allem aber in der Energiebereitstellung notwendig.

Als wichtigste ausbaufähige erneuerbare Energieträger werden derzeit Photovoltaik, Windkraft und Biomasse gesehen. Während die Energiebereitstellung aus Photovoltaik und Windkraft, den sogenannten fluktuierenden erneuerbaren Energieträgern, starken zeitlichen und mengenmäßigen Schwankungen unterliegt, ist durch Biomassenutzung eine flexible Energiebereitstellung möglich. Deshalb werden große Hoffnungen in die energetische Biomassenutzung in Europa gesetzt, um zukünftig vermehrt zur emissionsarmen Energiebereitstellung beizutragen (Pöschl et al. 2010).

Für eine Dekarbonisierung der Energiewirtschaft sind Biogasanlagen von großer Bedeutung. Konservative Schätzungen im Rahmen des Klima- und Energiepakets 2020 der EU gehen von 25% Anteil von Biogas an der gesamten Bioenergie aus (Miltner et al. 2017). Biogasanlagen mit anschließender Aufbereitung zu Biomethan haben dabei den Vorteil mit Biomethan einen gleichwertigen erneuerbaren Ersatz von fossilem Erdgas zu erzeugen und es kann die bereits vorhandene Erdgasinfrastruktur und Speicherkapazität genutzt werden. So ist ein steiler Anstieg der installierten Aufbereitungskapazität für Biogas seit den 2000er Jahren in Europa zu beobachten (Sun et al. 2015).

1.2 Problemstellung

Viele Biogasanlagenbetreiber stehen mit den auslaufenden Ökostrom-Einspeisetarifen für die Grundlaststromerzeugung, den generell niedrigen Energiepreisen und steigenden oder stark schwankenden Substratpreisen vor großen Herausforderungen, welche nur durch grundlegende Änderungen in der Betriebsweise vieler Anlagen bewältigt werden können. Mit der Möglichkeit einer flexiblen, d.h. dem Stromverkaufspreis angepassten Stromerzeugung, durch Regelleistungsbereitstellung zur Sicherung der Netzstabilität oder auch durch die Aufbereitung von Biogas zu Biomethan, stehen den Anlagenbetreibern aber verschiedene Konzepte zur

Weiterentwicklung und zu einer Steigerung der Wertschöpfung der Biogaserzeugung zur Verfügung (Häring et al. 2013) (Miltner et. al. 2017).

Neben den Anlagenbetreibern und Stromvermarktern, sind auch politische Entscheidungsträger gefordert durch notwendige Änderungen von gesetzlichen Rahmenbedingungen und Einführung von etwaigen Förderstrukturen die zukünftigen Aufgaben von Biogasanlagen für die Energiebereitstellung mitzugestalten (Lauer et al. 2015) (Häring et al. 2013) (Hornbacher et al. 2005). Dazu ist ein vermehrtes Miteinbeziehen von Technikfolgenabschätzung in Entscheidungsprozesse nötig, damit eventuelle, mit der Einführung neuer Technologien einhergehende, negative ökologische, strukturelle oder soziale Folgen vermieden oder auf ein verträgliches Maß reduziert werden können (Kaltschmitt und Schebek 2015).

1.3 Zielsetzung

In dieser Arbeit sollen die Umweltauswirkungen verschiedener Betriebsarten einer Biogasanlage, am Beispiel der Anlage in Bruck an der Leitha, mithilfe der Ökobilanz-Methode nach ISO 14040/14044 untersucht werden. Die untersuchte Biogasanlage verwendet ausschließlich Abfälle als Substrat und es kann sowohl in zwei Blockheizkraftwerken Strom und Wärme erzeugt werden, als auch das Rohbiogas über eine Gasaufbereitungsanlage zu Biomethan aufbereitet werden. Es sollen die verschiedenen Szenarien im Hinblick auf relevante Umweltwirkungen, mit dem Schwerpunkt auf Treibhausgasemissionen, untersucht, bewertet und sofern möglich miteinander verglichen werden:

- i) Umweltwirkungen der Biomethanproduktion
- ii) Umweltwirkungen der Strom- und Wärmeerzeugung im BHKW
- iii) Umweltwirkungen der flexiblen Stromerzeugung bzw. der Regelennergiebereitstellung über das BHKW
- iv) Vergleich der beiden Konzepte der Biogasanlage:
Vergleich zwischen der Verstromung des produzierten Biomethans in einem GuD-Kraftwerk mit der direkten Verstromung des Biogases im BHKW als Alternative
- v) Ermittlung des Einsparungspotentials von Biomethan als Ersatzbrennstoff für Erdgas:
Vergleich der Umweltwirkungen zwischen der Verstromung des produzierten Biomethans in einem GuD-Kraftwerk mit Erdgas als alternativem Brennstoff,

Nachdem die Umweltwirkungen von Biogasanlagen selten anhand von Daten aus konkreten Biogasanlagen ermittelt wurden (Bachmaier 2012), sondern oft auf getroffenen Modellannahmen beruhen und es zu innovativen Gasaufbereitungstechnologien und Flexibilisierungskonzepten von

Biogasanlagen kaum Untersuchungen über deren Umweltwirkungen gibt, soll diese Arbeit ein Beitrag dazu leisten, die entstandenen Umweltwirkungen verschiedener flexibler Betriebsweisen von Biogasanlagen aufzuzeigen.

1.4 Vorgehensweise und angewandte Methoden

Im Rahmen des Bio(FLEX)Net-Forschungsprojektes¹ an der TU Wien gab es eine Kooperation mit dem Energiepark Bruck an der Leitha, durch welche die Idee einer Untersuchung der Umweltwirkungen entstanden ist. Die aufgrund dieser Zusammenarbeit bereits vorhandenen und in diesem Rahmen erhobenen Betriebsdaten der Biogasanlage Bruck an der Leitha bilden eine wichtige Grundlage dieser Arbeit. Auch an die bestehenden Kontakte zu den Betriebsleitern der Anlage wurde angeknüpft und es konnten auftretende Fragen und Unklarheiten, vor allem bei der Ermittlung von Stoffströmen, im direkten Kontakt geklärt werden.

Der theoretische Teil der Arbeit basiert auf umfangreichen Literaturrecherchen mithilfe von Datenbanken wie Scopus, DIN-Normen und Springer Link. Die meistverwendeten Schlüsselworte bei der Literatursuche mit Google Scholar sind: Biogas, Ökobilanz (LCA), Biomethan, Gasaufbereitung, flexible Stromerzeugung.

Die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführte Ökobilanz orientiert sich an den DIN-Normen ISO 14040/14044 zur Methodik der Ökobilanz. Mithilfe der GaBi (ganzheitliche Bilanz) –Software, der Firma thinkstep, erfolgt die Modellierung der Biogasanlage mit einer Erfassung aller relevanten Stoff- und Energieströme. Durch die Modellierung wird eine Bewertung der Betriebsweisen der Biogasanlage hinsichtlich ihrer Wirkungen auf die Umwelt ermöglicht.

¹ Bio(FLEX)Net: FFG-Projekt: Bio(FLEX)Net: Entwicklung eines technisch-ökonomisch optimierten Gesamtkonzeptes zur flexiblen Stromeinspeisung aus Biogasanlagen. TU-Wien: Projektnummer 848937, 2015-2018

2 Stand der Technik/Einführung in die Biogasnutzung

Dieses Kapitel soll einen Überblick über den aktuellen technischen Stand, sowie über die derzeitige Situation der Biogasbranche in Europa geben. Neben den Alternativen der flexiblen Stromerzeugung zur klassischen Grundlaststromerzeugung mit Blockheizkraftwerken, wird auch die Möglichkeit der Gasaufbereitung zu Biomethan diskutiert.

2.1 Biomasse als Energieträger

Als Biomasse werden organische, also kohlenstoffhaltige Stoffe bezeichnet, welche durch photosynthetische Ausnutzung der Sonnenenergie entstanden sind. Nicht zu Biomasse werden fossile Energieträger, welche aber ursprünglich ebenso entstanden sind gezählt. Die Abgrenzung von fossilen Energieträgern zu Biomasse beginnt bei Torf, einem stark kohlenstoffhaltigen Sekundärprodukt der anaeroben Zersetzung von Biomasse, welches, aufgrund des langen Zeitraums für dessen Entstehung, außer in den skandinavischen Ländern nicht mehr als Biomasse angesehen wird (Kaltschmitt et al. 2006).

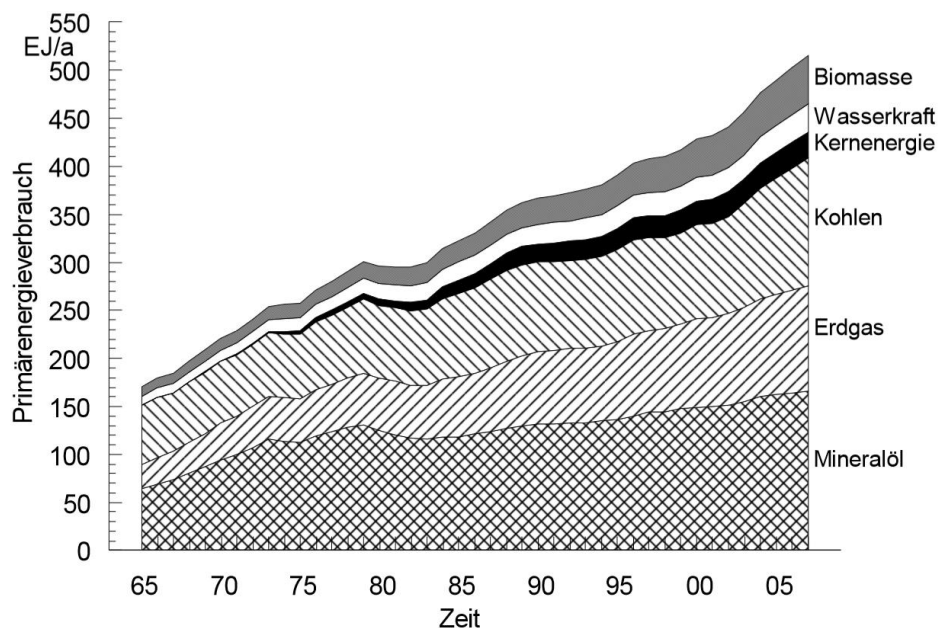


Abbildung 1: Entwicklung des weltweiten Primärenergieverbrauchs nach Energieträgern¹

Nach wie vor wird der Großteil des, in der zweiten Hälfte des letzten Jahrhunderts, stark gestiegenen Energiebedarfs von fossilen Energieträgern gedeckt, siehe Abbildung 1. Über die global genutzte

¹ Kaltschmitt et. al. 2009

Energie aus Biomasse liegen Schätzungen zwischen 20 und 60 EJ/a vor. Demnach ergibt sich ein Anteil für Biomasse von 4-13% am weltweiten Primärenergieverbrauch (Kaltschmit et al. 2009). Es ist davon auszugehen, dass Biomasse auch zukünftig bei steigendem Energiebedarf weiterhin etwa 10% Anteil am Energiemix haben wird, was bei zukünftig steigendem Primärenergieverbrauch eine intensivere Nutzung von Biomasse erwarten lässt (Scholz et al. 2012). Das globale technische Potential der Biomassenutzung beträgt nach aktuellem Stand etwa 104 EJ/a, und wird nach derzeitigen Schätzungen knapp zur Hälfte genutzt. In gewissen Regionen der Welt (Teile von Asien und Afrika) ist die Nutzung von Biomasse allerdings derzeit schon höher als das technische Potential der Biomassenutzung, d.h. es wird mehr Biomasse energetisch genutzt, als nachwächst (Kaltschmitt et al. 2009). Eine Steigerung der nachhaltigen Biomassenutzung ist somit auf Dauer nur begrenzt möglich und mit regional stark unterschiedlichen Umweltwirkungen behaftet.

Während die energetische Nutzung von biogenen Abfällen, Reststoffen und Nebenprodukten der Landwirtschaft noch ausbaufähig ist, führt eine Steigerung des Anbaus von Energiepflanzen auf land- und forstwirtschaftlichen Flächen zwangsläufig zu Nutzungskonflikten. Aktuelle Bioraffineriekonzepte gehen auch dahingehend auf diese Problematik ein, dass neben einer energetischen Nutzung noch beispielsweise (Protein-)Futtermittel und Düngemittel als Nebenprodukte erzeugt werden, was die Flächenkonkurrenz zum Nahrungs- und Futtermittelanbau teilweise entschärft (Diekmann et al. 2018). Da für den massiven Fleischkonsum in Europa ohnehin schon enorme Futtermittelimporte notwendig sind, ist aber eine Steigerung der Flächen für den Energiepflanzenanbau, welcher für aktuelle politische Zielsetzungen zur Steigerung des Anteils erneuerbarer Energien notwendig erscheint, nur schwer zu rechtfertigen (Faulstich und Greiff 2008) (Koerber et al. 2009). Viele Regionen im globalen Süden (Brasilien, Argentinien, Paraguay, Bolivien, ...), welche die Hauptexporteure von Futtermittel nach Europa sind, haben dadurch mit enormen ökologischen und sozialen Problemen aufgrund der damit verbundenen Landnutzungsänderungen zu kämpfen. Die Annahme, dass Energie aus Biomasse generell klimaneutral, umwelt- und sozialverträglich sei, erscheint daher äußerst fragwürdig (Koerber et al. 2009).

Vor allem die Auswirkungen der direkten und indirekten Landnutzungsänderungen der Biomassenutzung werden in der Diskussion um den Klimaschutz durch erneuerbare Energie aus Biomasse oft vernachlässigt. Dabei wird auf bewaldeten Flächen bis zu zehn Mal mehr Kohlendioxid pro Hektar in Form von lebender Biomasse und Humus gebunden, als Kohlendioxidemissionen durch die Erzeugung von Biotreibstoffen auf dieser Fläche, über einen Zeitraum von dreißig Jahren gerechnet, eingespart werden könnten. Neben den massiven Treibhausgasemissionen durch Landnutzungsänderungen, ist mit weiteren negativen Auswirkungen auf Biodiversität, Bodenerosion, Grundwasserspiegel, Verwüstung, etc., zu rechnen, auf welche hier nur verwiesen und nicht genauer eingegangen wird (Rhigelato und Spracklen 2007).

2.2 Biogaserzeugung

2.2.1 Substrate

Als Substrate zur Erzeugung von Biogas sind verschiedene organische Stoffe geeignet, vor allem Substrate, welche stofflich nicht weiter genutzt werden können, sind für die Vergärung geeignet. Man kann zwischen organischen Reststoffen bzw. Abfällen und Energiepflanzen, welche eigens zum Zwecke der Biogaserzeugung angebaut werden, unterscheiden.

Tierische Exkreme wie Rindergülle, Schweine- und Hühnermist, sowie Mist und Einstreu aus den Stallungen eignen sich sehr gut für eine energetische Verwertung in Biogasanlagen. Durch den vor allem bei Gülle sehr hohen Wasseranteil, ist der massenbezogene Energiegehalt aber verhältnismäßig gering. Daher sind tierische Exkreme besonders für kleinere und dezentrale Anlagen mit geringen Transportwegen für Substrat und Gärreste geeignet. Bei der Vergärung bleiben die wichtigen Nährstoffe im Gärrest erhalten und können als hochwertiger mineralischer Dünger auf die Felder ausgebracht werden (Basshuysen et al. 2015).

Durch eine separate Sammlung von organischen Hausabfällen sowie allgemeinen Bio- und Grünabfällen, besteht ebenfalls die Möglichkeit einer energetischen Nutzung in der Biogasanlage, sowie einer anschließenden stofflichen Nutzung als Dünger. Durch die heterogene und stark variierende Zusammensetzung, hinsichtlich Nährstoffen, Wasser- und Energiegehalt der Abfälle, sind die Anforderungen an das Betriebsmanagement höher als bei anderen homogenen Substraten (Basshuysen et al. 2015).

Nachwachsende Rohstoffe wie Mais, Zuckerrüben, Gras- und Getreide-Ganzpflanzensilagen werden im großen Stil zur Biogaserzeugung eingesetzt. Mais liefert die höchsten Energiehektarerträge und ist somit die meistangebaute Energiepflanze. Aufgrund der schwerwiegenden ökologischen Folgen des großflächigen und intensiven Maisanbaus, arbeitet die Biogasbranche in Deutschland seit Jahren intensiv an der Entwicklung von ebenso ertragreichen und vielversprechenden Alternativen wie beispielweise Sorghum, Riesenweizenras und Wildpflanzenmischungen (Basshuysen et al. 2015).

2.2.2 Fermentation

Biogas entsteht durch einen anaeroben biologischen Abbauprozess (Fermentation) von Biomasse in Fermentern. Dabei erzeugen die am Abbau beteiligten Bakterien ein wasserdampfgesättigtes Gas, welches hauptsächlich aus Methan und Kohlendioxid besteht (Kaltschmitt et al. 2009).

In Abbildung 2 ist der Verfahrensablauf der Biogaserzeugung dargestellt. Biogasanlagen können sich hinsichtlich der Substratzusammensetzung, der Prozessführung, der Fermenterbeschickung, sowie der Betriebstemperatur im Fermenter unterscheiden (Basshuysen et al. 2015).

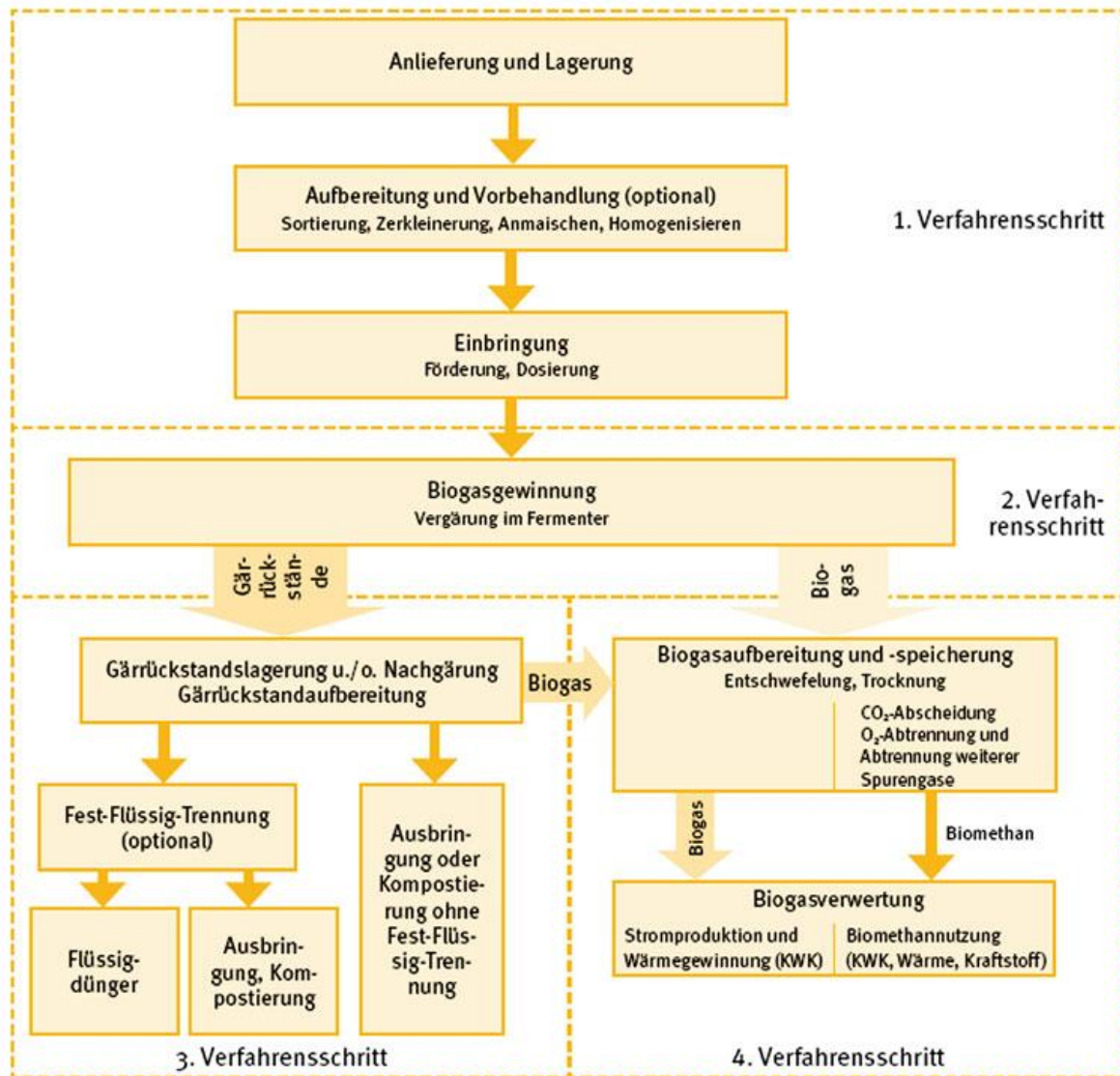


Abbildung 2: Verfahrensablauf bei der Biogaserzeugung¹

2.2.3 Umweltwirkungen der Biogaserzeugung

Generell wird die Verbrennung von Biogas oft als klimaneutral bewertet. Bei dessen Herstellung und den weiteren Prozessschritten wie Aufbereitung oder Verbrennung im BHKW, kann es aber zu erheblichen THG-Emissionen kommen, welche im Extremfall dazu führen können, dass der Klimaschutzvorteil von Biogas ins Gegenteil verkehrt wird (Arnold et al. 2010) (Ravina und Genon 2015).

¹ Basshuysen et al. 2015

Durch den Einsatz von Energiepflanzen als Substrat, entstehen CO₂, CH₄ und N₂O-Emissionen beim Anbau, allerdings kann dann der Gärrest mineralischen Stickstoffdünger ersetzen, und somit THG-Emissionen einsparen, welche bei der Mineraldüngerherstellung anfallen würden. Anlagen mit offenem Gärrestelager weisen wesentlich höhere Methanverluste auf. Wird Festmist oder Gülle als Substrat eingesetzt, können die Emissionen welche bei der Lagerung entstanden wären durch Gutschriften angerechnet werden (Arnold et al. 2010) (Bachmaier 2012). Eine zusätzliche Wärmenutzung bei Verbrennung im BHKW erhöht den Gesamtwirkungsgrad der Anlage und verbessert dadurch zusätzlich die THG-Bilanz (Holzhammer et al. 2016). Methanschluß im BHKW, sowie weitere diffuse Methanemissionen der Anlage sind ebenfalls starke Emissionsfaktoren, variieren aber meist nicht so stark zwischen den Anlagen, da für Berechnungen oft Standardwerte nach Stand der Technik hergenommen werden oder Abschätzungen getroffen werden, können in der Realität für einzelne Anlagen aber stark unterschiedlich sein (Bachmaier et al. 2009), (Bachmaier 2012), (Ravina und Genon 2015).

Die Umweltwirkungen von Biogas werden oft im Vergleich zu fossilen Referenzsystemen (meist Erdgas) ermittelt. In einem Review über Ökobilanzen von europäischen Biogasanlagen schreiben Hijazi et al. 2016, dass Biogasanlagen in der Kategorie Treibhausgasemissionen im Vergleich zum fossilen Referenzsystem besser abschneiden, nicht aber in den Umweltwirkkategorien Eutrophierungspotential, Versauerungspotential und Landnutzungsänderung. Es zeigte sich auch, dass die Art des verwendeten Substrats (Mais, Gras, oder Mist/Gülle) ein entscheidender Faktor für die Umweltwirkungen von Biogas darstellt. Vor allem der Anbau von Energiepflanzen hat teilweise hohe Auswirkungen auf diese Umweltwirkkategorien (Hijazi et al. 2016).

Auch Gärtner et al. 2008 können eine Gülleerschließung durch Biogasgemeinschaftsanlagen uneingeschränkt empfehlen und sehen so gut wie keine Auswirkungen von kurzen Transportdistanzen (5km) auf die Bilanzergebnisse. Sie fordern, dass höhere Anteile von Rindergülle anzustreben sind und dies auch bei der Vergabe von Förderungen stärker berücksichtigt werden muss.

2.3 Verwertung von Biogas im Blockheizkraftwerk

Bisher wurden Biogasanlagen meist zur Grundlaststromerzeugung durch Blockheizkraftwerke (BHKW) eingesetzt, mit gleichmäßiger und möglichst hoher Auslastung. So konnten hohe Wirkungsgrade bei geringem Verschleiß der Motoren erzielt werden und die Stromerzeugung maximiert werden (Bost et al. 2014). Durch geänderte Bedingungen am Strommarkt, beziehungsweise vor allem durch auslaufende, über staatliche Förderungen gestützte Ökostromtarife für Biogasanlagen, ist ein wirtschaftlicher Betrieb für grundlaststromerzeugende Biogasanlagen zukünftig in Österreich und Deutschland praktisch nicht mehr möglich (Häring et al. 2013). Ein wirtschaftlicher Betrieb von

stromerzeugenden Biogasanlagen wird daher zukünftig nur mit zusätzlichen Verdienstmöglichkeiten darstellbar sein. Strom flexibel zu erzeugen und nur zu Zeiten hohen Strombedarfs anzubieten (siehe Kap. 2.5.3.1), stellt neben der Bereitstellung von Regelleistung (siehe Kap. 2.5.3.2) eine zusätzliche Möglichkeit der Wertschöpfung für Biogasanlagen dar.

Außerdem fällt bei der Verstromung von Biogas im BHKW eine beachtliche Menge an Wärme an, von der nur ein Teil für den Eigenbedarf der Anlage benötigt wird. Im Sinne der Energieeffizienz sollte idealerweise die nichtbenötigte Wärme über ein Fernwärmenetz oder anderweitig, beispielsweise für Trocknungsprozesse, genutzt werden, dies ist aber bei vielen Anlagen standortbedingt nicht möglich oder mit zu großem Aufwand verbunden. Als interessante Alternative für solche Anlagen bietet sich die Aufbereitung von Biogas, man spricht dann von Biomethan, mit anschließender Einspeisung in Erdgasnetze, an. Dadurch kann der energetische Gesamtnutzungsgrad von Biogasanlagen deutlich erhöht werden (Harasek et al. 2007) (Arnold et al. 2010).

2.4 Aufbereitung von Biogas zu Biomethan

Das Rohbiogas aus der Biogasanlage enthält, wie in **Tabelle 1** dargestellt, hauptsächlich Methan und Kohlendioxid. Neben Kohlendioxid müssen einige weitere unerwünschte Begleitstoffe abgetrennt werden, damit die Anforderungen für eine Einspeisung ins Erdgasnetz erfüllt werden, welche in **Tabelle 2** aufgelistet sind.

Tabelle 1: Typische Zusammensetzung von Biogas¹

Bestandteil	Konzentration
Methan (CH ₄)	45-50 %vol.
Kohlendioxid (CO ₂)	25-50 %vol.
Schwefelwasserstoff (H ₂ S)	0-0,5 %vol.
Ammoniak (NH ₃)	0-0,05 %vol.
Wasserdampf	1-5 %vol.
Stickstoff (N ₂)	0-5 %vol.
Sauerstoff (O ₂)	0-5 %vol.
Siloxane	0-50 mg/m ³

¹ nach Reppich et al. 2009

Tabelle 2: Qualitätsanforderungen für die Einspeisung von Biomethan¹

Brenntechnische Daten	
Wobbe-Index	13,3 – 15,7 kWh/m ³
Brennwert	10,7 – 12,8 kWh/m ³
Relative Dichte	0,55 – 0,65
Gasbegleitstoffe	
Kohlenwasserstoffe Kondensationspunkt:	maximal 0° beim Betriebsdruck
Wasser: Kondensationspunkt	maximal -8° bei einem Druck von 40 bar
Sauerstoff (O ₂)	< 0,5 Vol. %
Kohlendioxid (CO ₂)	< 2 Vol. %
Stickstoff (N ₂)	< 5 Vol. %
Wasserstoff (H ₂)	< 4 Vol. %
Gesamtschwefel	10 mg S/m ³ (auf Dauer) 30 mg S/m ³ (im Schnitt)
Mercaptanschwefel	< 6 mg S/m ³
Schwefelwasserstoff (H ₂ S)	< 5 mg/m ³
Kohlenstoffoxidsulfid (COS)	< 5 mg/m ³
Halogenverbindungen	0 mg/m ³
Ammoniak (NH ₃)	technisch frei
Fest- und Flüssigbestandteile	technisch frei
Andere Bestandteile, welche die Betriebssicherheit und den Bestand des Netzes gefährden, dürfen nicht enthalten sein	

Die Brenntechnischen Daten dienen dazu dem Verbraucher einen bestimmten Energiegehalt sicherzustellen. Der Wobbe Index ist eine Kenngröße für die Austauschbarkeit von Gasen, da die Wärmebelastung am Brenner nicht nur vom Brennwert des eingesetzten Gases, sondern auch von deren relativer Dichte abhängt, welche vom Wobbe Index mitberücksichtigt wird.

Ursprünglich wurden die Qualitätsanforderungen für die Einspeisung von Biomethan für Erdgas geschaffen, um Schäden an der Gasinfrastruktur durch unerwünschte Inhaltsstoffe zu vermeiden. Sind außer Methan keine brennbaren Gase vorhanden, so muss der Methangehalt mindestens 97% betragen, um den erforderlichen Brennwert einzuhalten. In anderen Ländern sind die Anforderungen an das einzuspeisende Biomethan bezüglich des Methangehalts und damit der Aufwand der Gasaufbereitung teilweise wesentlich geringer (Hornbacher et al. 2005).

2.4.1 Entschwefelung

Für die Auswahl einer Entschwefelungsmethode oder eine Kombination mehrerer, ist der Schwefelgehalt in der Biomasse und im Biogas von entscheidender Bedeutung. Eine Entschwefelung

¹ Qualitätsanforderungen der ÖVGW-Richtlinie G31, nach Hornbacher et al. 2005

erfolgt meist schon im Fermenter damit weniger Schwefelwasserstoff in das Biogas gelangt, dies wird in der Regel durch Fällung mit Eisensalzen (z.B. Eisenchlorid) erreicht (Ryckebosch et al. 2011). Allerdings gelangt das Fällmittel dann mit dem Gärrest in die Umwelt (Hornbacher et al. 2005). Im Folgenden werden verschiedene eingesetzte Entschwefelungsverfahren kurz vorgestellt:

2.4.1.1 Biologische Entschwefelung

Bei der Methode der biologischen Entschwefelung sorgen Mikroorganismen für den Abbau von Schwefelwasserstoff in elementarem Schwefel. Für den aeroben Abbau des Schwefelwasserstoffs benötigen die Bakterien neben den im Reaktor, in ausreichenden Mengen vorhandenen Hauptnährstoffen (C, N, P, K) und Spurenelementen, Sauerstoff (Hornbacher et al. 2005). Sauerstoff ist im aeroben Milieu des Reaktors allerdings nicht ausreichend vorhanden. Daher muss Sauerstoff entweder In Situ im Gasraum oder in einem externen Biotropfkörper (Hornbacher et al. 2005) (Ryckebosch et al. 2011) zudosiert werden, wo die schwefelwasserstoffabbauenden Thiobazillen auf einem, vom Biogas durchströmten Trägermaterial angesiedelt sind (Miltner et al. 2017).

2.4.1.2 Chemisch oxidative Wäsche

Unter chemisch oxidativer Wäsche wird die Absorption von Schwefelwasserstoff in einer basischen Lösung mit einem Oxidationsmittel zur Erhöhung der Trennselektivität verstanden. Üblicherweise wird als Lösung Natronlauge verwendet. Eine große Herausforderung besteht darin die H₂S-Absorption bei möglichst geringer CO₂-Absorption zu maximieren, damit der Chemikalienverbrauch möglichst gering gehalten wird. Zur Erhöhung der Trennselektivität zwischen H₂S und CO₂ wird meistens Wasserstoffperoxid als Oxidationsmittel zur Oxidation von Schwefelwasserstoff zu elementarem Schwefel oder zu Sulfat eingesetzt (Miltner et al. 2012) (Ryckebosch et al. 2011).

2.4.1.3 Adsorption an Aktivkohle

Voraussetzung für die Abtrennung von H₂S durch Adsorption an Aktivkohle ist weitgehend trockenes und warmes Gas, was eventuell mit einem zusätzlichen Energieaufwand verbunden sein kann. Ein Vorteil beim Einsatz eines Aktivkohlefilters ist, dass gegebenenfalls neben Schwefelwasserstoff zusätzlich vorhandene unerwünschte Gasbestandteile mit abgetrennt werden. Aufgrund der hohen Kosten des Adsorbentmaterials empfiehlt sich ein Aktivkohlefilter nur zur Feinentschwefelung, einem anderen Entschwefelungsverfahren nachgeschaltet, vor allem dann, wenn sehr geringe Schwefelwasserstoffkonzentrationen (<5ppm H₂S) erreicht werden sollen. Bei Ausfall oder Problemen mit anderen Entschwefelungsverfahren kann durch die nachgeschaltete, als „Polizeifilter“ wirkende Aktivkohleentschwefelung eine sichere Entschwefelung auf niedrige Zielwerte gewährleistet werden (Zölsmann et al. 2017).

2.4.2 Trocknung

Biogas verlässt üblicherweise mit Wasser gesättigt den Fermenter, daher hängt der Wassergehalt vom unbehandelten Biogas in erster Linie von der Temperatur ab (Ryckebosch et al. 2011). Das heißt je geringer die Temperatur, desto geringer der Wassergehalt.

Das einfachste Verfahren zur Gastrocknung ist die Kondensation. Die für die Kondensation notwendige Kälte kann durch Kompressoren oder Kühlung im Erdreich bereitgestellt werden.

Der große Vorteil der Kondensation liegt in der Einfachheit des Verfahrens und in der Tatsache, dass neben Wasser und dem, in Wasser gut löslichen Ammoniak, auch höhere Kohlenwasserstoffe, Staub und Öl abgeschieden werden (Ryckebosch et al. 2011).

2.4.3 Trennung des CH₄-CO₂-Gasgemisches

Ein wichtiger und energieintensiver Schritt bei der Aufbereitung von Biogas zu Biomethan stellt die Abtrennung des Kohlendioxids vom Biogas dar. Wichtige Kriterien zur Auswahl eines geeigneten Trennverfahrens sind die Energie- und Betriebskosten, sowie die Investitionskosten der Anlage. Auch die Zusammensetzung des Biogases hinsichtlich unerwünschter Begleitstoffe, welche gegebenenfalls eine Vorbehandlung des Biogases nötig machen oder der Verbrauch an Chemikalien kann eine Auswirkung auf die Wahl eines geeigneten Trennverfahrens haben (Hornbacher et al. 2005), (Zhou et al. 2017). Im Folgenden werden einige aktuell angewandte Verfahren zur Gastrennung kurz vorgestellt, welche in Membranverfahren, Adsorptionsverfahren und Absorptionsverfahren eingeteilt werden.

2.4.3.1 Membranverfahren

Das Membrantrennverfahren in der Gasaufbereitung beruht auf der selektiven Durchlässigkeit von Kohlendioxid, Wasser und Ammoniak, der eingesetzten Membranen. Stickstoff und Schwefelwasserstoff werden teilweise und Methan weitestgehend durch die Membran zurückgehalten (Ryckebosch et al.2011).

Eine Möglichkeit der Membrantrennung ist die Gas-Gas-Trennung, bei der beidseitig der Membran eine Gasphase vorliegt und die Trennung entsprechend der Selektivität der Membran in ein- oder mehrstufigen Verfahren stattfindet. Die alternative Möglichkeit ist die Gas-Flüssigkeit-Trennung, bei der eine Flüssigkeit im Gegenstrom, die durch die Membran diffundierten Moleküle absorbiert. Die flüssige Lösung, (z.B. eine Aminlösung) ist im Vergleich zur Gas-Gas-Trennung hochselektiv und kann regeneriert werden, indem bei Erwärmung CO₂ freigesetzt wird (Awe et al. 2017) (Ryckebosch et al.2011).

Die Gas-Gas-Trennung erfolgt bei höheren Drücken von 20-40bar und weist eine geringere Methanausbeute als die Gas-Flüssig-Trennung auf, welche aber durch größere Membranfläche oder mehrstufige Prozessführung erhöht werden kann. Weiters können durch Rückführung des Offgasstroms Methanverluste verringert werden (Awe et al. 2017).

Im Vergleich mit anderen Verfahren der Gastrennung ist mit durchschnittlichen Investitionskosten, aber geringeren Betriebskosten zu rechnen. Der elektrische Energiebedarf ist mit 0,18-33 kWh_{el}/m³ Biogas, je nach Methanausbeute (95 bis 99,5%) stark variabel und macht den größten Anteil der Betriebskosten aus (Collet et al. 2016), (Hahn et.al. 2013), (Miltner et al. 2017), (Khan et al. 2017), (Ryckebosch et al. 2011).

Weitere Vorteile der Membrantrennung sind neben dem geringen Platzbedarf, die Zuverlässigkeit, Einfachheit der Installation und Inbetriebnahme der Anlage. Die geringe Selektivität der Membranen, welche eine mehrstufige Prozessführung nötig macht, führt zu einem Energieverbrauch, welcher je Produktionseinheit im Vergleich zu anderen Verfahren höher ist (Khan et al. 2017).

2.4.3.2 Adsorptionsverfahren (Druckwechsel-Adsorption)

Bei der Druckwechsel-Adsorption (engl.: Pressure-Swing-Adsorption (PSA)) zur Gastrennung findet mithilfe eines festen Adsorbens (Zeolithe, Kohlenstoffmolekularsiebe) eine Anreicherung, des bei erhöhtem Druck schlechter adsorbierenden Gases, in der Gasphase statt. Die Gastrennung in einer PSA-Anlage kann in vier wesentliche Prozessschritte unterteilt werden, welche simultan in mehreren Adsorptionskolonnen ablaufen:

Eine Adsorptionseinheit wird unter hohem Druck von Biogas durchströmt, dabei wird das Kohlendioxid (auch geringe Mengen Methan) nahezu bis zur Sättigung des Adsorbens adsorbiert (1). Anschließend wird der Biogasstrom zur Regeneration in eine andere Adsorptionseinheit mit geringerem Druck geleitet, wo das desorbierte Kohlendioxid abgesaugt wird (2). Bei einer weiteren Druckreduktion desorbiert auch die geringe Menge an Methan, dieser Strom wird zum Rohbiogas zurückgeführt. Nach einer vollständigen Regeneration mit einer Vakuumpumpe (3) findet ein erneuter Druckaufbau statt (4) (Hornbacher et al. 2005).

Ein Nachteil der Druckwechsel-Adsorption ist, dass eventuell noch vorhandener Schwefelwasserstoff im Rohbiogas irreversibel adsorbiert werden kann und die Struktur des Adsorbens durch Wasser zerstört werden kann. Mit geringen Investitionskosten und technisch gut entwickelten Systemen für geringere Gasreinigungskapazitäten empfiehlt sich die Druckwechsel-Adsorption vor allem für kleine Anlagen (Petersson und Wellinger 2009).

2.4.3.3 Absorptionsverfahren (Druckwasserwäsche, Aminwäsche)

Die zwei zur Gasaufbereitung angewandten Absorptionsverfahren sind die Druckwasserwäsche und

die Monoethanolamin-Wäsche (auch: Aminwäsche). Dabei macht man sich die Löslichkeit von CO₂ und H₂S in einer Waschflüssigkeit zu Nutze.

Bei der Druckwasserwäsche wird der Effekt, dass die Löslichkeit von CO₂ und H₂S in Wasser mit zunehmendem Druck ansteigt genutzt, um das komprimierte Biogas von den Komponenten CO₂ und H₂S zu trennen. In einer Absorptionskolonne wird das auf 6 bis 8 bar verdichtete Biogas am Boden eingespeist und trifft im Gegenstrom auf das, am Kopf der, mit Füllkörpern ausgestatteten, Absorptionskolonne versprühte, Waschwasser (Hornbacher et al. 2005).

Das Verfahren der Aminwäsche (auch: Monoethanolamin-Wäsche) ist mit dem der Druckwasserwäsche vergleichbar. Im Unterschied zur Druckwasserwäsche werden bei der Aminwäsche die unerwünschten Gasbestandteile nicht durch physikalisches Lösen, sondern durch eine chemische Bindung an der Waschflüssigkeit abgetrennt. Die Regeneration der Aminlösung erfolgt durch Aufheizen. Eine Kreislaufführung ist aufgrund der Giftigkeit der Lösung unumgänglich (Hornbacher et al. 2005). Durch die hohe Selektivität der chemischen Reaktion mit der Aminlösung können Methanverluste < 0,1% erreicht werden. Wenn neben CO₂ auch H₂S im Rohbiogas vorhanden ist und bei der Aminwäsche mitabgetrennt wird, sind wesentlich höhere Temperaturen zur Regeneration nötig. Daher empfiehlt es sich zur Reduktion des Energiebedarfs eine Entschwefelung des Rohbiogases vor der Aminwäsche durchzuführen (Petersson und Wellinger 2009).

2.5 Flexibilisierung von Biogasanlagen

In diesem Kapitel wird auf die Notwendigkeit das Energiesystem zu flexibilisieren und im Speziellen auf die Rolle von Biogasanlagen dabei, durch verschiedene Flexibilisierungskonzepte, eingegangen.

2.5.1 Marktumfeld und Notwendigkeit der Flexibilisierung von Biogasanlagen

Eine reine Grundlaststromerzeugung von Biogasanlagen ist mit dem Auslaufen von Ökostrom-Einspeisetarifen mit anderen Stromerzeugern wirtschaftlich in Österreich nicht mehr konkurrenzfähig. Neue Perspektiven für Biogasanlagen ergeben sich in der Flexibilisierung der Stromerzeugung sowie in der Aufbereitung des Biogases zu Biomethan (Miltner et al. 2017) (Häring et al. 2013).

Götz et. al. 2014 gehen davon aus, dass schon in wenigen Jahren die Stromversorgung von fluktuierenden erneuerbare Energieerzeugern, wie derzeit hauptsächlich Windkraft- und Photovoltaikanlagen zeitweise den Stromverbrauch Deutschlands übersteigt. Daher wird es immer öfter zu Abregelung der fluktuierenden erneuerbaren Energieträger bei Schwachlastzeiten kommen, während konventionelle Kapazitäten aus technischen und systembedingten Gründen eher am Netz

bleiben.

Das gesamte Energiesystem zu flexibilisieren, ist zukünftig eine Möglichkeit um THG-Emissionen durch verhindern von Abregelung stark fluktuierender erneuerbaren Energieträgern einzusparen. Die Flexibilisierung würde auch eine Reduktion der Grundlastkapazitäten notwendig machen (Lauer et al 2015). Solche Grundlastkraftwerke sind im europäischen Strommix hauptsächlich Kohle- und Kernkraftwerke (Lauer et al 2015). Trotz dem begrenzten Potential an energetisch nutzbarer Biomasse in Europa spielen Biogasanlagen zukünftig eine wichtige Rolle, um Netz- und Energiedienstleistungen zu übernehmen, welche bei einer vermehrten Aufnahme von Photovoltaik und Windenergie ins Energiesystem anfallen. Somit können zusätzliche Netzinvestitionen im Verteilnetz hintangehalten werden (Resch et. al. 2017). Auch Basshuysen et al. 2015 sehen Gaskraftwerke als idealen Backup-Partner für Windkraft und PV-Anlagen. Erneuerbare flexible Stromerzeugungskapazitäten können neben (Pump-) Speicherkraftwerken nur von Biogasanlagen in nennenswertem Ausmaß bereitgestellt werden und können derzeit durch keine andere erneuerbare Energieform oder Speichertechnologie zu vergleichbar geringen Kosten erreicht werden (Bost et al. 2014).

2.5.2 Überblick über vorhandene Flexibilisierungskonzepte von Biogasanlagen

Um Biogasanlagen als flexible und damit einflussreichere Teilnehmer im Energiesystem positionieren zu können, bedarf es je nach Standort-, Umfeld-, und Anlagenvoraussetzungen, verschiedenster individuell angepasster Flexibilisierungskonzepte.

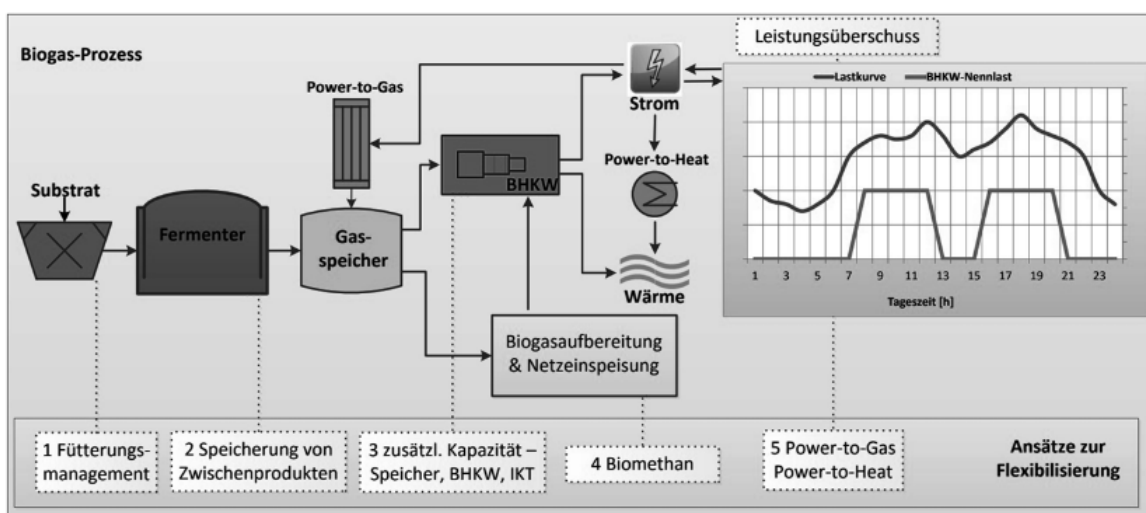


Abbildung 3: Möglichkeiten der Flexibilisierung für Biogasanlagen¹

Peters et al. 2018 teilen die verschiedenen Flexibilisierungskonzepte, wie in **Abbildung 3** ersichtlich, in fünf Bereiche ein:

¹ Peters et al. 2018

i) Fütterungsmanagement

Durch ein gezieltes Fütterungsmanagement kann gezielt auf den Gasproduktionsverlauf Einfluss genommen werden. Dies erfolgt durch Variation der eingespeisten Menge in den Fermenter, sowie durch Mitberücksichtigung des je nach Substrats verschiedenen Energiegehaltes und der unterschiedlichen Abbaukinetik (Szarka et al. 2013) (Trommler et al. 2016). Der ideale Gasproduktionsverlauf zur flexiblen Energieerzeugung kann durch Vorhersagemodelle des Energiebedarfs prognostiziert und durch einen intelligenten Fütterungsalgorithmus umgesetzt werden (Peters et al. 2018) (Ortwein et al. 2014).

ii) Speicherung von Zwischenprodukten

Eine Aufteilung des anaeroben Abbauprozesses auf zwei Fermenter, ermöglicht es, die aus einem vorgeschalteten Substrataufschluss entstandenen Abbauprodukte zu speichern. Diese Abbauprodukte sind, da bereits in der ersten Stufe eine fast vollständige Nährstoffaufspaltung des Substrats in Zucker, Amino- und Fettsäuren erfolgt, anschließend im zweiten Fermenter sehr schnell zu Methan umsetzbar (Peters et al. 2018). Durch eine intelligente Regelung der Fütterung des Methanierungsfermenters mit den zwischengespeicherten Abbauprodukten, kann die Biogasanlage schnell auf den aktuellen Strom- bzw. Gasbedarf reagieren (Szarka et al. 2013). Zusätzliche Vorteile der Aufspaltung der Fermentation in zwei Schritte bestehen in der Möglichkeit der Milieuoptimierung für die Mikroorganismen für den jeweiligen Fermenter (Ortwein et al. 2014).

iii) Zusätzliche Speicher- und BHKW- Kapazität

Im Vergleich zur Grundlaststromerzeugung ist, für einen Betrieb mit flexiblem Stundenfahrplan zur besseren Lastabdeckung oder bei der Regelenergiebereitstellung, eine zusätzliche Speicher- und BHKW-Kapazität notwendig, da das Biogas aus dem Fermenter nicht immer unmittelbar verstromt werden kann (Häring et al. 2013). In Kap. 2.5.3 wird umfassend auf die verschiedenen Möglichkeiten flexibler Stromerzeugung eingegangen.

iv) Biomethan

Eine Speicherung des erzeugten Biogases durch Einspeisung ins Erdgasnetz und der Nutzung der angeschlossenen Gasspeicher, stellt eine weitere Möglichkeit zur Flexibilisierung von dezentral erzeugtem Biogas dar (Peters et al. 2018). Allerdings werden hohe Anforderungen an die Gasqualität des aufbereiteten Biogases (Biomethan) gestellt (Ortwein et al. 2014) (Hornbacher et al. 2005), siehe auch Kap. 2.4, sowie Kap. 2.5.4.

v) Power-to-Gas und Power-to-Heat-Systeme

Überschüssiger Strom vom Netz kann bei einer Kopplung von Biogasanlagen mit Power-to-Gas-Systemen verwendet werden, um in einem Elektrolyseur Wasser in Wasserstoff und Sauerstoff zu spalten. Anschließend kann durch biologische Methanierung in einem Fermenter oder über den Sabatier-Prozess ($\text{H}_2\text{O} + \text{CO}_2 \Rightarrow \text{CH}_4$) Methan erzeugt werden. Eine Einbindung von Biogasanlagen hat den Vorteil, dass das der Kohlendioxidanteil im Biogas genutzt werden kann, um mit Wasserstoff Methan zu erzeugen (Peters et. al 2018).

Eine Markteinführung von Power-to-Gas-Systemen wird allerdings erst als sinnvoll erachtet, wenn kaum mehr fossiles Erdgas eingesetzt wird. Davor könnte auf wesentlich effizientere Weise Erdgas zeitweise mit Power-to-Heat im Wärmemarkt substituiert werden, welches dann ungenutzt im Speicher verbleibt (Hinterberger 2015). Erst im Falle, dass zukünftig der Anteil fluktuierender erneuerbarer Stromerzeugung mindestens 80% der gesamten Stromerzeugung erreicht, wird laut Hinterberger 2015 ein Einsatz der Power-to-Gas-Technologie als ökologisch sinnvoll erachtet. Eine Einsparung oder der vollständige Verzicht auf Erdgas erscheint auf lange Sicht sinnvoll, da neben den entstehenden Treibhausgasemissionen auch die Förderung von Erdgas mittels Fracking-Technologie ökologisch bedenklich ist (Hinterberger 2015). Eine zukünftige Nutzung der bereits etablierten Erdgastransport- und Speicherinfrastruktur durch Biomethan aus Biogasanlagen gekoppelt mit Power-to-Gas-Systemen erscheint daher attraktiv.

2.5.3 Flexibler BHKW-Betrieb

Ein flexibler BHKW-Betrieb ist durch die Verlagerung der Stromerzeugung auf einen bestimmten Zeitraum höheren Strombedarfs oder höheren Stromverkaufspreises möglich. Die im Stromnetz nachgefragte Leistung wird auch als Residuallast bezeichnet. Diese Art der Energieerzeugung bzw. des Handels unterscheidet sich von der Regelenergie, welche im Gegensatz zur flexiblen Stromerzeugung eine Systemdienstleistung, um fluktuierende Leistungsbedarfe auszugleichen, darstellt und zur Sicherstellung der kurzfristigen Netzstabilität dient (Häring et al. 2013).

2.5.3.1 Flexible Stromerzeugung zur Abdeckung der Residuallast

Zeiträume, wann Strom hochpreisig und wann Strom zu niedrigen Preisen gehandelt wird unterliegen einer gewissen tageszeitlichen Regelmäßigkeit. Es gibt Märkte, auf denen der Strom sehr kurzfristig, beispielsweise für den jeweils nächsten Tag am Spotmarkt gehandelt wird (Häring et. al. 2013).

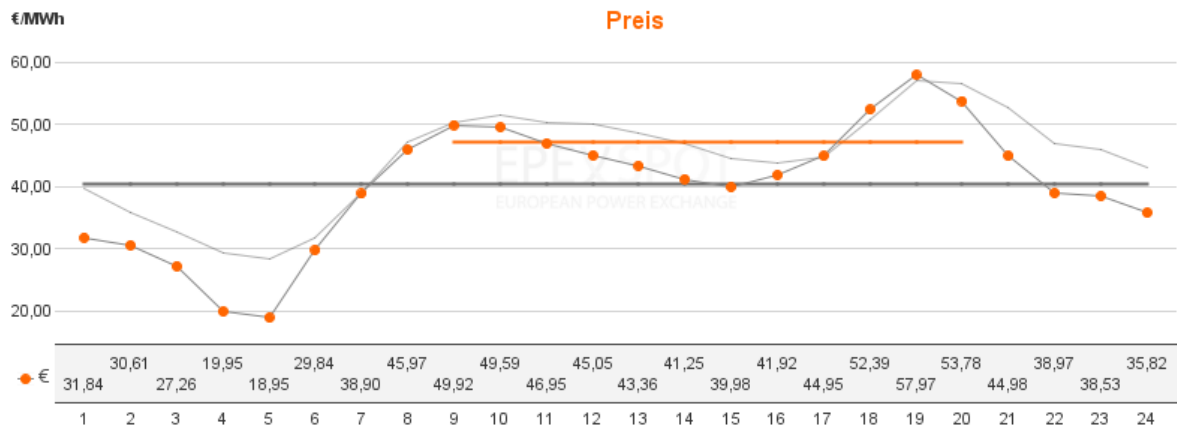


Abbildung 4: Day-ahead-Auktion, Darstellung des typischen Verlaufs am Markt¹

In **Abbildung 4** ist der für den nächsten Tag gehandelte Strompreis über den Tagesverlauf dargestellt. Die graue ungepunktete Linie kennzeichnet den 200-Tages-Durchschnitt. Die tageszeitlichen Schwankungen des Strompreises über den 200-Tages-Durchschnitt betragen etwa 30€/MWh (EPEX SPOT 2018).

Mit der Zwischenspeicherung des Biogases ist es möglich die Gaserzeugung von der Stromerzeugung zeitlich zu entkoppeln. Für eine Biogasanlage ergibt sich dadurch, je nach Überkapazität des BHKWs und Speicherkapazität ein anlagenspezifischer Fahrplan, nach dem die höchstmöglichen Einnahmen zu erzielen sind (Häring et al. 2013).

Holzhammer et al. 2016 schlagen eine aus ökonomischer Sicht optimale Auslegung der BHKW-Aggregate einer Biogasanlage in Deutschland, für die flexible Stromerzeugung, auf rund 4000 Volllaststunden vor, damit wäre in etwa eine doppelt so hohe BHKW-Kapazität im Vergleich zur Grundlaststromerzeugung notwendig (Holzhammer et al. 2016). Neben der installierten BHKW-Kapazität sind, je nach Stromerzeugungsfahrplan Gasspeicherdauern von etwa 6h der produzierten Rohbiogasmenge nötig, um sinnvoll auf die Strombedarfsschwankungen reagieren zu können (Häring et al. 2013).

2.5.3.2 Bereitstellung von Regelleistung

Um kurzfristig auftretende Abweichungen zwischen Stromerzeugern und –verbrauchern auszugleichen und somit für die erforderliche Netzstabilität zu sorgen, ist sogenannte positive und negative Regelleistung erforderlich. Negative Regelleistung kann zum Beispiel durch Aktivieren von Lasten durch Pumpspeicherkraftwerke oder durch teilweises oder komplettes Abschalten von

¹ Marktdaten der Day-ahead-Auktion von EPEX Spot für den 30.01.2018 mit 200 Tagesdurchschnitt (graue ungepunktete Linie) (<https://www.epexspot.com/de/marktdaten/dayaheadauktion/chart/auction-chart/2018-01-30/DE/1d/30d>)

Kraftwerken durch Stromerzeuger oder Stromvermarkter angeboten werden. Positive Regelleistung kann durch kurzfristige Aktivierung von Stromerzeugungskapazitäten bereitgestellt werden (Holzhammer et al. 2016).

Biogasanlagen mit BHKW können sowohl positive, als auch negative Regelleistung bereitstellen. Positive Regelleistungsabrufe können durch Anfahren eines BHKW-Aggregates, oder durch eine Laststeigerung von Teillastbetrieb auf Volllast bedient werden. Negative Regelleistung kann umgekehrt durch Abschalten oder Drosselung von Volllast auf Teillastbetrieb bereitgestellt werden.

Das größte Problem bei mehreren An- und Abfahrvorgängen der BHKW-Aggregate ist der erhöhte Verschleiß und die damit einhergehende Verringerung der Lebensdauer. Herstellervorgaben für eine Mindestlaufzeit liegen je nach Größe des Gasmotors bei 1,5 bis 12 Betriebsstunden pro Start, welche bei Regelleistungsabfragen, welche meist von sehr von kurzer Dauer sind, nicht eingehalten werden kann (Häring et al. 2013). Das liegt daran, dass die Gasmotoren der BHKW-Hersteller für Biogasanlagen meist für den Grundlastbetrieb optimiert sind. Holzhammer et al. 2016 sieht die BHKW-Hersteller daher gefordert, dass ohne relevante Zusatzkosten 1000 Start- und Stopp-Vorgänge pro Jahr aufgrund der Residuallast plus weitere für die Bereitstellung von Regelleistung zukünftig möglich werden (Holzhammer et al. 2016). Die Wirkungsgrad- bzw. Energieverluste bei mehreren An- und Abfahrvorgängen spielen laut Lauer et al. 2017 aus technischer Sicht keine Rolle. Neben der Problematik der vielen An- und Abfahrvorgängen bei der Bereitstellung von Regelleistung ist auch der bei Teillastbetrieb verminderte elektrische Wirkungsgrad der Gasmotoren zu berücksichtigen (Aschmann 2014).

Die Möglichkeit zur Teilnahme am Regelleistungsmarkt ist jedenfalls für viele Biogasanlagen eine interessante Alternative für eine zusätzliche Wertschöpfung, so kam im Jahr 2015 etwa 30% der deutschen direkt vermarkteten Biogasanlagenleistung auf den Regelleistungsmarkt (Holzhammer et al. 2016).

2.5.4 Biomethan als flexibel einsetzbarer Energieträger

Durch die Aufbereitung von Biogas zu Biomethan wird eine zeitliche, räumliche und sektorale (Strom, Wärme, Mobilität) Entkopplung der von Biogasanlagen erzeugten Energie ermöglicht und es können vielfältige und flexible Verwendungsmöglichkeiten für Biomethan geschaffen werden (Bost et al. 2014).

Bedeutende Möglichkeiten aus Biogas sekundäre und tertiäre Regelleistung bereitzustellen sieht (Hahn et al. 2013) in entsprechenden Speicherkonzepten für Biogas sowie der Möglichkeit einer Langzeitspeicherung von Biomethan im Erdgasnetz (Hahn et al. 2013). Die Speicherung von Gas ist im Vergleich zu Strom technisch einfach und vergleichsweise kostengünstig (Bost et al. 2014)

(Hinterberger 2015). Auch Bost et al. sehen in der Speicherung eine Schlüsselfunktion bei der Flexibilisierung von Biogasanlagen, da das Erdgasnetz mit den angeschlossenen Untergrundspeichern dabei die kostengünstigste und kapazitätsmäßig größte Speicherform ist (Bost et al. 2014). Die Speicherkapazität von Erdgas in Österreich ist im Jahr 2016 mit gut 92TWh Österreichs größter Energiespeicher und geringfügig höher als der jährliche Inlandsgasverbrauch (E-Control 2017). Somit lassen sich theoretisch enorme Mengen an Biomethan langfristig bzw. saisonal speichern.

Laut Arnold et al. 2010 sind die Ergebnisse der Ökobilanzen für die Verstromung von Biomasse im BHKW vor Ort, stark von den jeweiligen Bedingungen (Biogaserzeugung, Wärmenutzung) abhängig. Sie halten aber fest, dass Aufbereitung und Einspeisung von Biomethan ökologisch jedenfalls nicht nachteilig ist und eine breitere Verwendung des erzeugten Energieträgers möglich ist.

3 Ökobilanz

Die Untersuchung der Umweltwirkungen, der betrachteten Biogasanlage, wird mithilfe der Ökobilanz-Methode, zu Englisch Life Cycle Assessment LCA (DIN EN ISO 14040, DIN EN ISO 14044), durchgeführt. Ein großer Teil der zugrundeliegenden Daten wurde im Zuge des Bio(FLEX)Net Forschungsprojektes der TU Wien erhoben (Bio(FLEX)Net 2015). Die Modellierung des betrachteten Systems und die Ermittlung von dessen Umweltwirkungen erfolgt mittels der GaBi-LCA Software der Firma thinkstep.

Eine Ökobilanz kann in vier Phasen eingeteilt werden, welche iterativ bearbeitet werden:

- Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen
- Sachbilanz
- Wirkungsabschätzung
- Auswertung

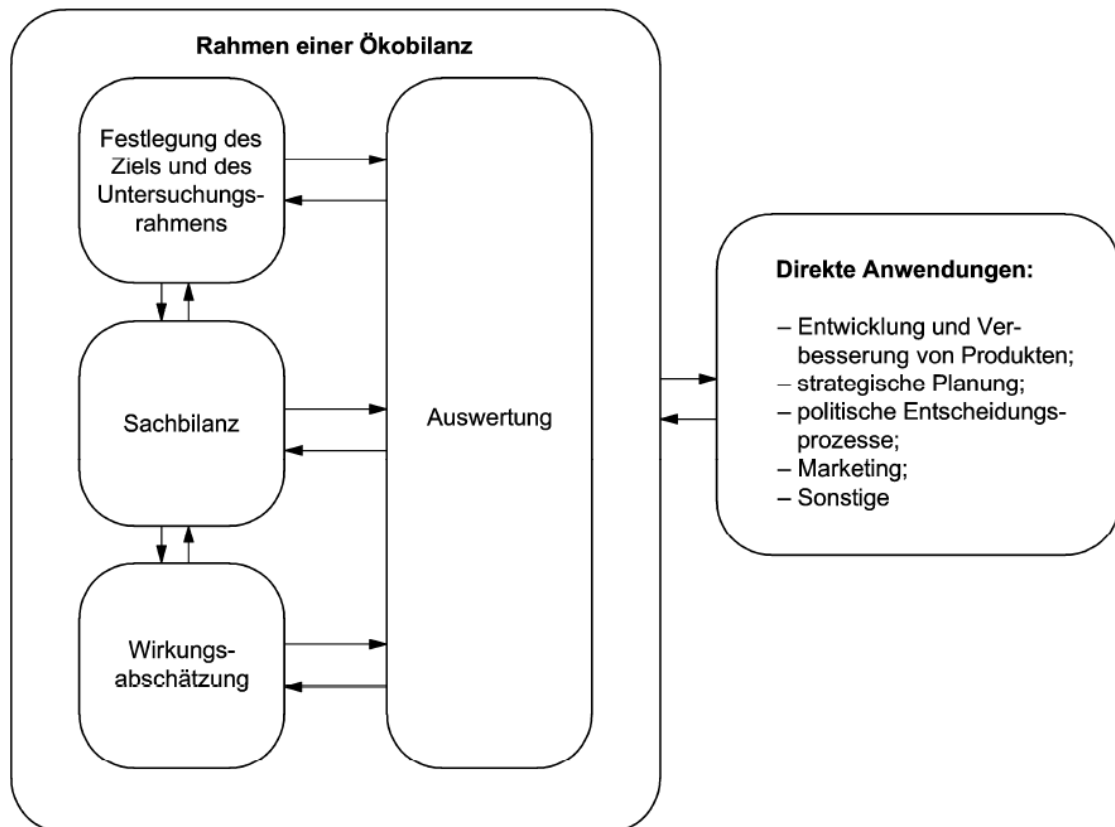


Abbildung 5: 4-Phasen der Ökobilanz (DIN ISO 14040)

In **Abbildung 5** ist der iterative Entstehungsprozess mit den Anwendungsmöglichkeiten der Ökobilanz grafisch dargestellt.

Im Entstehungsprozess einer Ökobilanz gilt es besonders zu beachten, dass es durch die immanente Auswertungs- und Interpretationsphase nötig werden kann, signifikante Änderungen des Ziels und des

Untersuchungsrahmens vorzunehmen, weil erst durch eine, damit verbundene inhaltliche Neuausrichtung, eine sinnvolle Durchführung der Ökobilanz möglich wird.

3.1 Zieldefinition und Untersuchungsrahmen

Das Ziel der Ökobilanz ist eine qualitative und quantitative Bewertung der Umweltwirkungen einer Biogasanlage, in Bruck an der Leitha, welche ausschließlich Abfälle und Reststoffe als Substrat verwendet. Da die betrachtete Biogasanlage sowohl über zwei BHKW-Einheiten zur Strom- und Wärmeerzeugung, als auch über eine Gasaufbereitungsanlage mit Möglichkeit zur anschließenden Einspeisung ins Erdgasnetz verfügt, sollen die verschiedenen Betriebsweisen modelliert und mithilfe der Ökobilanz bewertet werden. Im Fokus der zu untersuchenden Umweltwirkungskategorien stehen die Treibhausgasemissionen. Zusätzlich soll Ermittelt werden wie hoch der Primärenergiebedarf, das Eutrophierungs- und Versauerungspotential der Biogasanlage ist.

Im Zuge des Forschungsprojektes Bio(FLEX)Net der TU Wien, sowie durch die Zusammenarbeit mit der Biogasanlage in Bruck an der Leitha, in der neue Gasaufbereitungstechnologien großtechnisch umgesetzt wurden, entstand die Idee deren Umweltwirkungen mit der Ökobilanz-Methode zu bewerten, welche in dieser Arbeit umgesetzt wird. Mithilfe der Ökobilanz sollen die Umweltwirkungen der Biogasanlage detailliert herausgearbeitet und dargestellt werden und die Faktoren, welche den größten Beitrag zu den Emissionswerten liefern, ermittelt werden. Es handelt sich um eine Biogasanlage, die als Substrat nur Reststoffe und Abfälle einsetzt, daher wird die Substraterzeugung nicht betrachtet und der Schwerpunkt der Betrachtung liegt auf der Biogaserzeugung bzw. der Gasaufbereitung.

Die gewonnenen Erkenntnisse und Ergebnisse sollen Entscheidungsträgern sowie Interessierten an oder aus der Biogasbranche einen Einblick in die Thematik und Problematik der ökologischen Bewertung von Biogasanlagen, anhand der beispielhaft untersuchten Anlage, geben. Das Ableiten, der durch diese Ökobilanz gewonnenen Erkenntnisse, auf andere Anlagen soll bis zu einem gewissen Ausmaß möglich sein, wenn die sich dadurch ändernden Randbedingungen und Gegebenheiten mitberücksichtigt werden.

3.1.1 Funktionelle Einheit

Die funktionelle Einheit dient als Vergleichseinheit, welche den Nutzen des untersuchten Produktsystems quantifiziert (DIN EN ISO 14040). Verglichen werden können daher streng genommen nur Prozesse, welche denselben Nutzen aufweisen. Als funktionelle Einheit wird 1kg Rohbiogas gewählt. Alle modellierten Stoff- und Energieflüsse der Sachbilanz beziehen sich auf die funktionelle Einheit von 1kg Rohbiogas.

Die funktionelle Einheit legt fest was zu untersuchen ist, z.B. die Umweltauswirkungen der Erzeugung und Aufbereitung von 1kg Rohbiogas zu Biomethan. Will man aber die Umweltauswirkungen des erzeugten Biomethans als Produkt betrachten, ist es, um eine bessere Vergleichbarkeit zu haben, praktikabler sich auf ein kg Biomethan, als funktionelle Einheit, zu beziehen. Eine Umrechnung in der Ergebnisdarstellung ist in diesem Fall über den Methangehalt des Rohbiogases und die Ausbeute bei der Gasaufbereitung leicht möglich.

Sofern es zweckmäßig erscheint kann zum besseren Verständnis, oder zur besseren Vergleichbarkeit über den Brennwert des Rohbiogases die funktionelle Einheit in eine energiebezogene Einheit, z.B. ein MJ Rohbiogas umgerechnet werden.

Für Vergleiche zwischen Strom aus Biogas oder Biomethan mit Strom aus andern Energiequellen ist es zweckmäßig sich zumindest in der Darstellung der Ergebnisse auf eine kWh_{el} als funktionelle Einheit zu beziehen.

3.1.2 Systemgrenzen

3.1.2.1 Technische Systemgrenze

Anfänglich war es geplant die Umweltwirkungen der verschiedenen Betriebsweisen der Biogasanlage ausgehend vom Rohbiogas bis zum Produkt zu ermitteln. Durch Probleme mit der Vergleichbarkeit, aufgrund des unterschiedlichen Nutzens der Produkte Biomethan, (flexibel erzeugter) Strom, Regelenergie und Wärme, erschien eine Erweiterung der Systemgrenze sinnvoll, da somit der gesamte Lebensweg der verschiedenen Produkte betrachtet wird (Cradle-to-Grave). Die erweiterte Systemgrenze beinhaltet nun auch die Biogaserzeugung. Außerhalb der Systemgrenze ist die Vorkette des verwendeten Substrats, da ausschließlich Abfälle verwendet werden und deren Umweltwirkungen dem früheren Hauptnutzen des Substrats zugeordnet werden können, siehe auch Kap. 3.2.3.1. In **Abbildung 6** ist die technische Systemgrenze der Ökobilanz grafisch dargestellt.

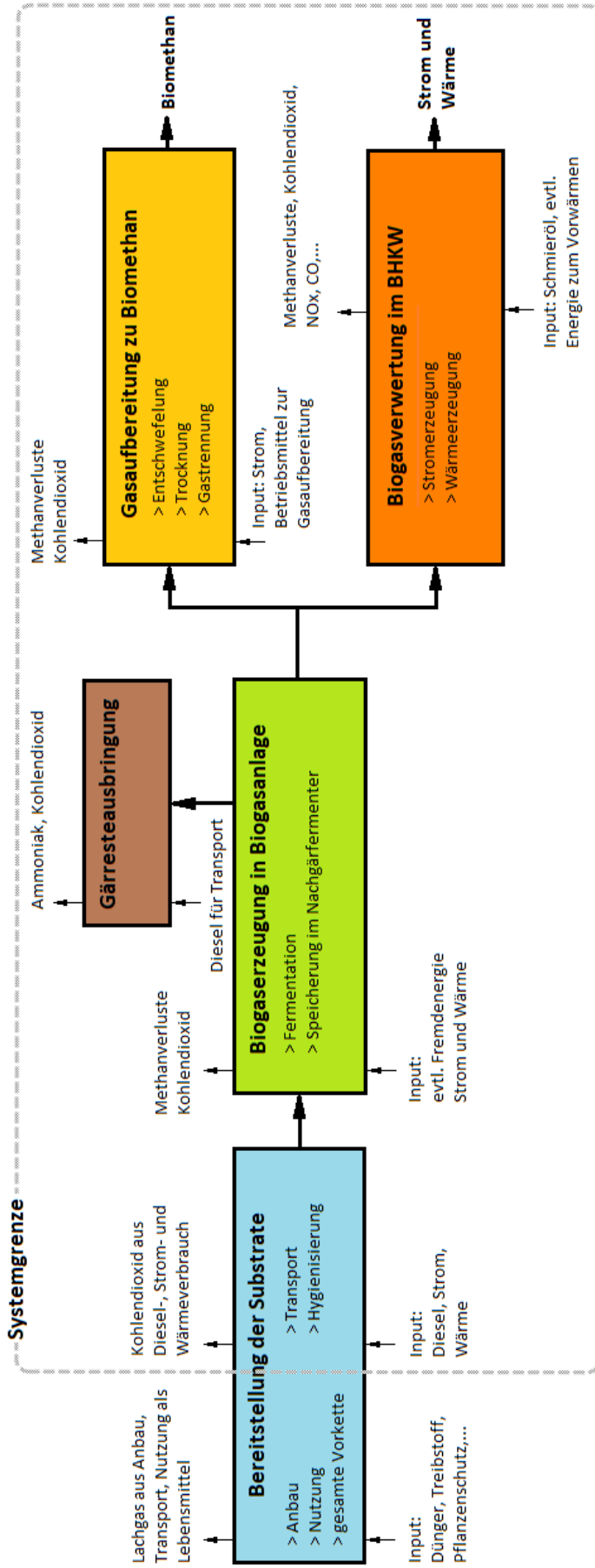


Abbildung 6: Technische Systemgrenze

3.1.2.2 Geographische Systemgrenze

Die räumliche Systemgrenze ist im Grunde genommen das Gelände der Biogasanlage in Bruck an der Leitha. Erweitert wird die Systemgrenze um die Transportdistanz der Substrate, sowie dem Abtransport und der Ausbringung der Gärreste. Die bezogenen Strom- und Wärmemengen stammen aus dem österreichischem Stromnetz bzw. dem lokalen Fernwärmenetz. Für weitergehende Betrachtungen und Auswertungen wird, sofern es als relevant erscheint, auch Bezug auf Entwicklungen des europäischen Strommarktes genommen und die Situation der Biogasbranche in Europa diskutiert.

3.1.2.3 Zeitliche Systemgrenze

Die zeitliche Systemgrenze der Ökobilanz richtet sich stark nach der Datenverfügbarkeit. Die verwendeten Anlagen- und Messdatendaten stammen aus den Betriebsjahren 2015 und 2016. Die Verwendeten Daten aus der Datenbank der GaBi Software werden laufend aktualisiert und sind möglichst aktuell (Stand 2018). Es wird die Software-Version 8.6.0.20 mit der Datenbank-Version 8.7 mit Servicepack 35 verwendet.

3.1.3 Bewertung bei unterschiedlichem Nutzen und Vergleichsbeeinträchtigung

Da die unterschiedlichen Betriebsweisen der Biogasanlage zu den verschiedenen Produkten Biomethan, Strom und Wärme führen, ist eine direkte Vergleichbarkeit der Betriebsweisen nur beschränkt möglich. Es kann zwar beispielsweise die Frage beantwortet werden, ob die Umweltwirkungen geringer sind, wenn aus einem kg Rohbiogas Biomethan erzeugt wird, oder wenn über das BHKW Strom und Wärme erzeugt wird. Diese Aussage ist jedoch nur beschränkt hilfreich, da erzeugter Strom und Wärme nicht sinnvoll mit dem erzeugten Biomethan zu vergleichen sind, da die Produkte einen verschiedenen Nutzen aufweisen und somit auch eine andere funktionelle Einheit haben.

Bei einem Vergleich der Umweltwirkungen, von im BHKW erzeugtem Strom mit einer angenommenen Verstromung des Biomethans in einem, an das Erdgasnetz angeschlossenem Gaskraftwerk, ist auch kein unbeeinträchtigter Vergleich möglich, da das Biomethan über das Erdgasnetz zeitlich und räumlich unabhängig genutzt bzw. verstromt werden kann. Somit hat der Strom aus Biomethan eine andere Wertigkeit, da er zeitlich und räumlich flexibler erzeugt werden kann, als dies im BHKW möglich wäre.

Eventuell auftretende Vergleichsbeeinträchtigungen werden in der Ergebnisdarstellung sorgfältig diskutiert, sollen grundsätzlich aber im Zuge der Erstellung der Ökobilanz vermieden, bzw. transparent dargestellt werden.

Da der gesamte Lebenszyklus der Biomethanherzeugung betrachtet wird, können die entstandenen Umweltwirkungen mit den Umweltwirkungen von einem Produkt gleichen Nutzens, in diesem Fall Erdgas, verglichen werden. Selbstverständlich sind auch hier etwaige Vergleichsbeeinträchtigungen (z.B.: unterschiedliche Transportdistanzen, Herkunft,...) zu berücksichtigen.

Die Umweltwirkungen des untersuchten, flexibel erzeugten Stroms durch das BHKW, können mit einer fossilen Referenz, wie beispielsweise flexibel stromerzeugenden Gas-, oder Kohlekraftwerken verglichen werden.

3.1.4 Betrachtete Umweltwirkungen (Wirkkategorien)

Die Umweltwirkungen eines Produktes, Prozesses oder einer Technologie werden sinnvollerweise in verschiedenen Wirkkategorien dargestellt. Die Wirkkategorien repräsentieren wichtige Umweltthemen und können den Sachbilanzergebnissen zugeordnet werden (DIN EN ISO 14040).

Charakterisierungsfaktoren werden aus einem Modell abgeleitet, welches eine Umwandlung des Sachbilanzergebnisses in eine gemeinsame Einheit der Wirkkategorie beschreibt (DIN EN ISO 14044). So wird beispielsweise in der Wirkungskategorie Treibhauspotential ein Modell verwendet, welches allen Treibhausgasen einen Kohlendioxidäquivalenzwert zuordnet. Damit wird es möglich alle Faktoren, welche einen Einfluss auf eine bestimmte Wirkkategorie haben, in einer gemeinsamen Einheit darzustellen.

Als Charakterisierungsmethode für die Wirkkategorien Treibhauspotential-Klimaänderung, Eutrophierungspotential und Versauerungspotential wird die CML 2001-Methode verwendet. Die CML 2001-Methode wurde an der Universität Leiden entwickelt und wird auch von der GaBi Software verwendet, bei der die Charakterisierungsfaktoren laufend auf den aktuellsten Stand gebracht und nach der CML 2001-Methode berechnet werden¹.

3.1.4.1 Treibhauspotential- Klimaänderung

Die Emissionen von Treibhausgasen werden in g CO₂eq angegeben. Da die verschiedenen Treibhausgase unterschiedliche Verweilzeiten in der Atmosphäre haben, wird der Äquivalenzwert über einen bestimmten Betrachtungszeitraum von z.B.100 Jahren (GWP₁₀₀) gebildet. In dieser Ökobilanz haben Kohlendioxid und Methan mit Abstand den größten Anteil an den Treibhausgasemissionen.

Gegenwärtig wird nach der CML 2001-2016-Methode ein CO₂-Äquivalent für Methan von 28, für einen Zeitraum von 100 Jahren (GWP₁₀₀) angenommen, während 1997 im Kyoto-Protokoll ein CO₂-

¹ <http://www.gabi-software.com/deutsch/support/gabi/gabi-lcia-documentation/cml-2001/>

Äquivalent von 21 angenommen wurde. Gemäß dem fünften Sachstandsbericht des IPCC beträgt das GWP₁₀₀ für Methan 28 (IPCC 2013). Für Methan aus erneuerbaren Quellen ergibt sich ein GWP₁₀₀ von 23 (IPCC 2013), da bei der Entstehung auch Kohlendioxid gebunden wurde. Boucher et al. 2012 vergleichen verschiedene Studien und berechnen eine Schwankungsbreite von +/-20% für die zukünftige Veränderung des Treibhauspotentials (GWP₁₀₀) von Methan in der Atmosphäre mit einem 90%-Konfidenzintervall von 20,5-30,5 CO₂eq. Die zwei Hauptgründe für die große Unsicherheit sind zukünftige Änderungen der Strahlungswirksamkeit und atmosphärischer Verweilzeit von CO₂ und CH₄. So kann z.B. vom absoluten GWP₁₀₀ von CO₂ angenommen werden, dass es mit steigender atmosphärischer CO₂-Konzentration abnimmt, da dann ein CO₂-Molekül nicht mehr so viel spezifische Strahlungswärme innerhalb der Absorptionsbanden absorbieren kann (Boucher et al. 2012).

3.1.4.2 Eutrophierungspotential

Als Eutrophierung bezeichnet man das Überangebot von Nährstoffen in Ökosystemen. Eine starke Umweltrelevanz hat die Eutrophierung aquatischer Ökosysteme, in welche Nährstoffe direkt z. B. über ungeklärte Abwässer oder indirekt durch Luftemissionen oder Auswaschung von Böden eingetragen werden. Das Eutrophierungspotential wird auf die Düngewirkung von 1 kg PO₄³⁻ bezogen. Die Ableitung der Äquivalenzfaktoren erfolgt stöchiometrisch nach der mittleren Zusammensetzung der Algenbiomasse (C₁₀₆H₂₆₃O₁₁₀N₁₆P) mit dem sogenannten Redfield-Verhältnis C:N:P=106:16:1 (Klöpffer und Grahl 2009). Neben phosphor- und stickstoffhaltigen Verbindungen, wird in der Wirkkategorie Eutrophierungspotential noch die Düngewirkung von anderen organischen Verbindungen anhand des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB), einem konzentrationsbezogenen Summenparameter aus der Abwasserreinigung, miterfasst. Der über den CSB definierte Sauerstoffbedarf zum Abbau der organischen Verbindungen ist mit dem Effekt der Sauerstoffzehrung in Gewässern durch Eutrophierung vergleichbar und kann dadurch, in guter Näherung, ebenfalls in Phosphatäquivalente umgerechnet werden (Klöpffer und Grahl 2009).

3.1.4.3 Versauerungspotential

Die Relevanz der Wirkkategorie Versauerung gründet auf Umweltproblemen wie der Versauerung ungepufferter Gewässer, Schäden an Pflanzen und Wäldern („Waldsterben“), hervorgerufen durch den sogenannten sauren Regen, sowie der Versauerung von Böden (Klöpffer und Grahl 2009).

In der ISO 14044 wird anhand des Versauerungspotentials erklärt, wie die Sachbilanzergebnisse den unterschiedlichen Wirkungskategorien zugeordnet werden. So wird allen Emissionen mit versauernder Wirkung (NO_x, SO₂, u.A.) eine, in kg SO₂-Äquivalenten angegebene, Protonenfreisetzung zugeordnet (ISO 14044). Sehr schwache Säuren wie Kohlensäure werden meist bei Ökobilanzen nicht berücksichtigt, obwohl der Anstieg gelösten Kohlendioxids im Wasser, als Anhydrid der Kohlensäure,

wesentlich zur Versauerung der Meere beiträgt (Klöpffer und Grahl 2009).

3.1.4.4 Primärenergiebedarf

In der Wirkkategorie Primärenergiebedarf wird der Bedarf an fossiler, sowie erneuerbarer Primärenergie abgebildet. Komplizierte Umrechnungen mit Charakterisierungsmodellen sind nicht nötig, da alle Verbräuche von Primärenergieträgern in MJ quantifiziert werden können. Diese Wirkkategorie dient zur Darstellung des Energiebedarfs des untersuchten Systems und vergleicht oder beurteilt nicht die Umweltrelevanz verschiedener Primärenergieträger. Es wird bei der Untersuchung des Primärenergiebedarfs einzig eine Unterteilung in die Kategorien erneuerbare und fossile Energieträger vorgenommen.

3.1.5 Abschneidekriterien (Cut-Off-Kriterien)

Die Abschneidekriterien legen die Menge eines Stoff- oder Energieflusses oder eines Grades von Umweltrelevanz fest, welche von einer Studie ausgeschlossen werden können (ISO 14040). Die Festlegung, was vernachlässigt werden kann, geschieht durch eine dokumentierte Abschätzung im Rahmen der Sachbilanz. Die zu vernachlässigende Menge soll jeweils nicht mehr als 1% der Masse, Energie oder Umweltrelevanz ausmachen und insgesamt dürfen nicht mehr als 5% (je betrachtetem Lebenswegabschnitt) weggelassen werden (ISO 14040).

3.1.6 Allokation

Unter Allokation wird in der ISO 14044 die „Zuordnung der Input- und Outputflüsse eines Prozesses oder Produktsystems zum untersuchten Produktsystem und zu einem oder mehreren anderen Produktsystemen“ verstanden (ISO 14044). Für das Allokationsproblem, wie beispielsweise die umweltbelastenden Inputs und Outputs auf verschiedene Produkte „gerecht“ aufgeteilt werden sollen, gibt es keine streng wissenschaftliche Lösung (Klöpffer und Grahl 2009).

Die Norm empfiehlt eine Allokation wo es möglich erscheint zu vermeiden, was durch eine Erweiterung der Systemgrenze oder durch Zerlegung von Prozessmodulen in mehrere Teilprozesse geschehen kann. Kann eine Allokation nicht vermieden werden, so muss ein geeignetes Allokationsverfahren angewandt werden, z.B. Allokation nach Masse oder nach ökonomischem Wert (ISO14044).

Eine weitere Möglichkeit zur Vermeidung von Allokationen stellt die Gutschriftenmethode dar, wobei es sich strenggenommen um eine Art der Systemgrenzenerweiterung handelt. Hierbei wird, sofern es ein nutzgleiches Komplementärprodukt mit bekannten Daten zu dessen Produktion gibt, das Komplementärprodukt substituiert und dem untersuchten Produkt eine Gutschrift für vermiedene

Umweltbelastungen zugeteilt (Feifel et al. 2010). So kann beispielsweise argumentiert werden, dass durch die Produktion und Einspeisung von Biomethan ins Erdgasnetz, Erdgas substituiert werden kann. Dadurch können die Umwelteinflüsse, welche sich für Erdgas über den gesamten Lebensweg (in Förderung, Transport, Aufbereitung und Nutzung) ergeben, dem betrachteten Biomethanprozess gutgeschrieben werden, wenn die Endnutzung des Produktes Wärme oder Strom aus Erdgas mitbetrachtet wird.

3.2 Sachbilanz – Ökoinventar

In der Sachbilanz wird eine Stoff- und Energieflussanalyse des betrachteten Systems von der Wiege bis zur Bahre (Cradle-to-Grave) durchgeführt. In der ISO 14044 wird das Kernstück der Ökobilanz, die Sachbilanz, als „Bestandteil der Ökobilanz, der die Zusammenstellung und Quantifizierung von Inputs und Outputs eines Produktes im Verlauf seines Lebensweges umfasst“, definiert (ISO 14044).

Zweckmäßig ist es, das zu untersuchende System in Module zu unterteilen, um die Stoff- und Energieflüsse von jedem Prozessmodul quantitativ bestimmen zu können (ISO 14044).

3.2.1 Datengrundlagen

Ein großer Teil der Daten, auf welche die Sachbilanz dieser Ökobilanz aufbaut, sind Betriebsdaten und stammen von Messungen an der Biogasanlage oder wurden vom Anlagenbetreiber zur Verfügung gestellt oder erfragt.

Daten welche für die Sachbilanz oder für Vergleiche in der Diskussion gebraucht werden, aber nicht an der Anlage erhoben werden konnten, werden aus entsprechender Fachliteratur herangezogen. Meist dienen Messwerte oder Daten vom Anlagenbetreiber als Grundlage zur Berechnung der Sachbilanzergebnisse. Aus der Datenbank der GaBi-Software werden Daten zum österreichischen elektrischen Energiemix, zur Erdgas- und Wärmeversorgung, sowie zum Transport und zu den verwendeten Betriebsmitteln herangezogen. Werden Abschätzungen getroffen oder Daten berechnet, so wird dies begründet und dokumentiert. Außerdem wird die, in der GaBi-Software hinterlegte Datenbank, zur Quantifizierung der Umweltwirkungen herangezogen.

3.2.2 Betrachtetes System und Einteilung in Subsysteme

Das betrachtete System wird in einzelnen Prozessmodulen in der GaBi-Software modelliert und jedem Modul werden, die in der Sachbilanz quantifizierten Stoff- und Energieströme, als Ein- und Ausgangsgrößen den jeweiligen Prozessmodulen zugeordnet.

Einige Daten wie z.B. Strom und Wärmebedarf konnten nicht für jedes Prozessmodul einzeln ermittelt werden, da nur Daten über den Gesamtverbrauch der Biogaserzeugung sowie der Gasaufbereitung verfügbar waren. Daher scheint es zweckmäßig für die Beschreibung der Sachbilanz das betrachtete System in die vier Subsysteme Biogaserzeugung Gärresteausbringung, Gasaufbereitung und Blockheizkraftwerk aufzuteilen. In **Abbildung 7** sind die vier Subsysteme mit den, im Plan der GaBi-Software modellierten, dazugehörigen Prozessmodulen dargestellt.

Das Subsystem **Biogaserzeugung** setzt sich aus den Substraten, deren Transport und Hygienisierung in der Anlage, sowie deren anschließender Vergärung im Fermenter zu Biogas und dem Nachgärfermenter, zur Zwischenspeicherung des Biogases und der Gärreste, zusammen.

Im Subsystem **Gärresteausbringung** werden die Gärreste der Biogaserzeugung, sowie deren Abtransport und Emissionen separat betrachtet.

Das Subsystem **Gasaufbereitung** beinhaltet die Prozesse der Gastrocknung, Entschwefelung und Membrantrennung, sowie die anschließende Einspeisung des Biomethans ins Erdgasnetz.

Die Möglichkeit Strom-und Wärme zu erzeugen wird im Subsystem **Blockheizkraftwerk** betrachtet.

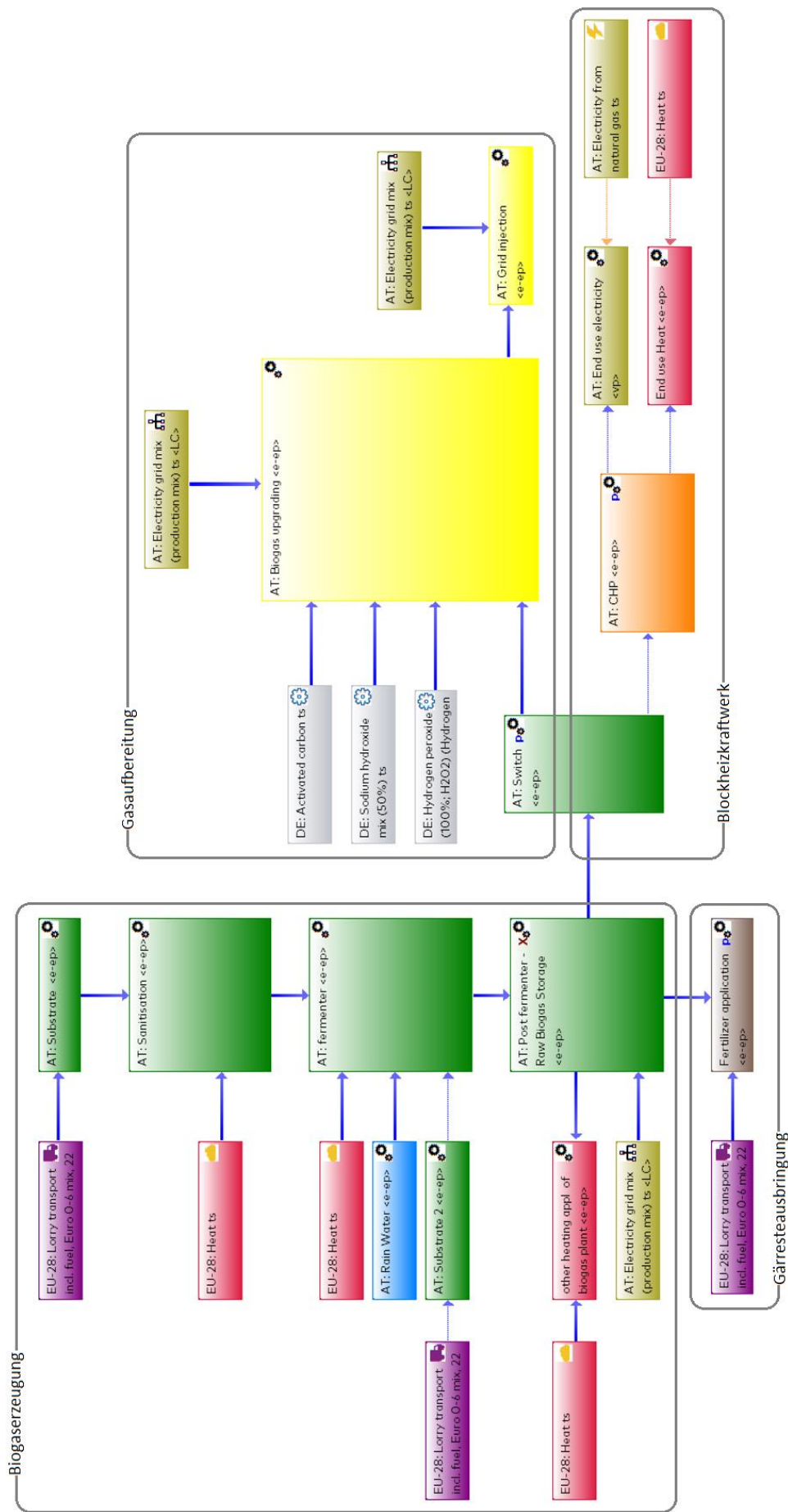


Abbildung 7: Einteilung des modellierten Systems in Subsysteme

3.2.3 Stoff- und Energieflüsse der Biogaserzeugung

3.2.3.1 Substrate: Zusammensetzung, Vorkette, Transport

Als Substrate für die Vergärung zu Biogas kommen verschiedenste Reststoffe und Abfälle aus Lebensmittelindustrie und Landwirtschaft zum Einsatz. Die bei der Produktion der Substrate entstandenen Umweltauswirkungen werden gänzlich dem ehemaligen Hauptnutzen (z.B. Lebensmittel oder Frittierfett) zugeordnet. Daher werden die, bei der Erzeugung der Substrate entstandenen Umweltwirkungen durch Mineraldüngereinsatz, Lachgas- und Methanemissionen, Dieserverbrauch, Verarbeitung und Transport, nicht mitberücksichtigt. Für den Transport, der meist als Abfälle klassifizierten Substrate zur Anlage, wird eine Transportdistanz von 5-30 km angenommen.

Die Zusammensetzung, sowie der Energiegehalt der verwendeten Substrate schwanken im Jahresverlauf sehr stark. Durchschnittlich werden 8 kg Substrat-Frischmasse für die Erzeugung von einem Kilogramm Rohbiogas benötigt.

Die Einteilung der verwendeten Substrate erfolgt in folgende Kategorien und ist in **Abbildung 8** auf diese im Jahresverlauf aufgeschlüsselt dargestellt:

- Ernte- und Verarbeitungsrückstände
- gering belastete Pressfilter-, Extraktions- und Ölsaatenrückstände pflanzlicher Herkunft
- Molkereiabfälle
- Küchen- und Speiseabfälle, die tierische Speisereste enthalten
- Schlachtabfälle und Nebenprodukte, zur Vergärung
- ehemalige Lebensmittel tierischer Herkunft
- pflanzliche Lebens- und Genussmittelreste
- Speiseöle und -fette, Fettabscheiderinhalte, tierisch oder tierische Anteile enthaltend

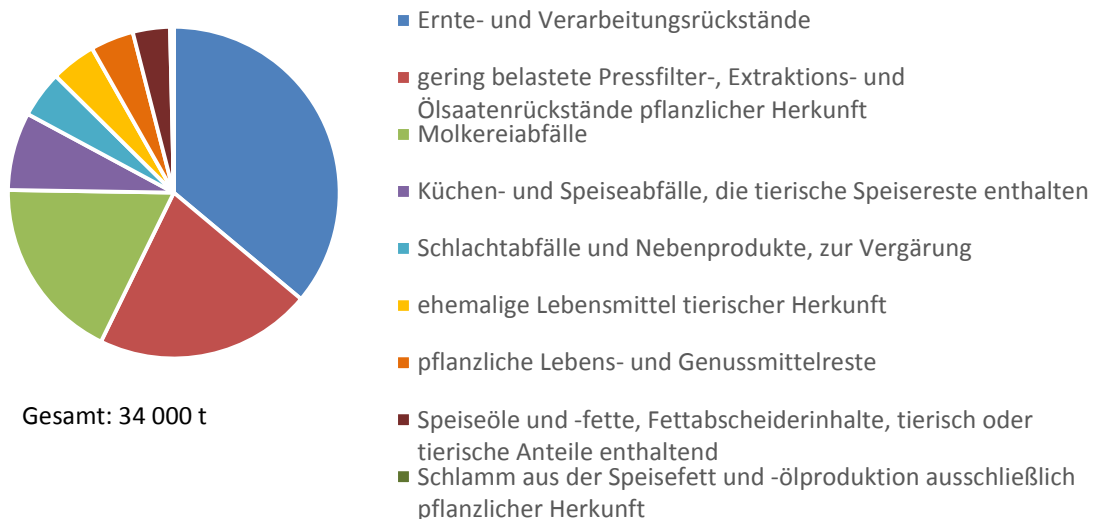
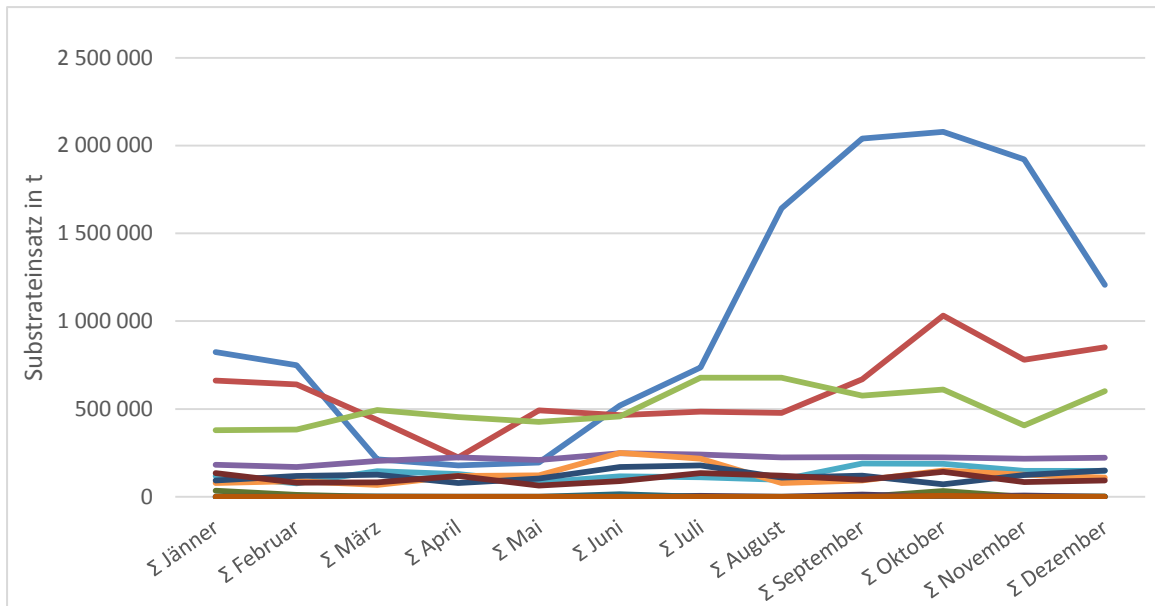


Abbildung 8: Substrateinsatz im Betriebsjahr 2015

3.2.3.2 Energie- und Betriebsmittelbedarf der Biogaserzeugung

Daten für den Strom- und Wärmebedarf der Anlage sind vonseiten des Anlagenbetreibers zur Verfügung gestellt worden. Große Wärmemengen sind vor allem für die Hygienisierung von Substraten, welche tierische Anteile enthalten, als auch für die Beheizung des Fermenters, vor allem im Winter, nötig. Die größten Stromverbraucher der Anlage sind Pumpen, Verdichter, Rühr- und Mischwerke, und das Stützluftgebläse des Nachgärfermenters. Der Strom- und Wärmebedarf wurde auf die funktionelle Einheit bezogen und wird in MJ/kg Rohbiogas dargestellt.

Der gesamte Stromverbrauch der Biogaserzeugung beträgt 0,628MJ/kg Rohbiogas. Die Biogasanlage bezieht den zugekauften Strom für den Eigenstrombedarf mit Ökostromzertifikaten. Modelliert wurde

daher mit österreichischem Ökostrom aus Wasserkraft. Wenn keine Wärme im Blockheizkraftwerk erzeugt wird, so muss Wärme aus dem Fernwärmenetz bezogen werden. Es wird bei der Modellierung angenommen, dass die bezogene Fernwärme, wie ortsüblich, in Biomasseheizwerken mit Holzhackschnitzel erzeugt wird.

Der Wärmebedarf der Anlage kann in drei Bereiche unterteilt werden und ergibt sich in **Tabelle 3** zu:

Tabelle 3: Wärmebedarf der Anlage

	MJ/kg Rohbiogas
Hygienisierung	0,89
Fermenter	1,06
Hallenheizung und sonstiges	0,43
Gesamt	2,38

Der Dieserverbrauch für Transport der Substrate innerhalb der Anlage wurde nicht erhoben, ist aber aufgrund der geringen Distanzen im Vergleich zum Transportweg der Substrate und Gärreste vernachlässigbar. Die Energie für den Transport in der Anlage mittels Pumpen oder anderen elektrischen Fördereinrichtungen wird über den Strombedarf der Anlage mitberücksichtigt.

Im Fermenter werden wöchentlich 1,5m³ Eisenchlorid zur Schwefelfällung verwendet. Eisenchlorid wird nicht extra dafür hergestellt, sondern fällt in großen Mengen beim Beizen von Stahlblechen, als Nebenprodukt an, deshalb können die Umweltwirkungen der Entstehung dieses Betriebsmittels dem Beizprozess, oder der meist anschließend erfolgenden Verzinkung, zugeordnet werden. Die benötigte Transportkapazität des Eisenchlorids macht mengenmäßig etwa 0,001% der benötigten Transportkapazität für Substrat und Gärreste aus. Das heißt, dass selbst bei 100fach höherem Transportweg des Eisenchlorids der Transport gegenüber des Substrat- und Gärrestetransports vernachlässigbar ist.

Ebenfalls vernachlässigt werden können die Umweltwirkungen, welche durch den Wasserverbrauch zustande kommen. Das im Fermenter benötigte Wasser ist Regenwasser, welches auf der versiegelten Oberfläche auf dem Gelände der Biogasanlage gesammelt und in einem Tank gelagert wird. Außer der Pumpenergie, welche im Strombedarf der Anlage mitberücksichtigt wird, werden für die durchschnittlich benötigten 2,4 kg Wasser pro kg Rohbiogas keine signifikanten Umweltwirkungen angenommen.

3.2.4 Emissionen der Biogaserzeugung

3.2.4.1 Methanemissionen der Biogaserzeugung

Die bei Biogasanlagen auftretenden diffusen Methanemissionen sind schwer zu erfassen, was sich auch in der Streuung der verschiedenen Werte aus unterschiedlichen Literaturquellen widerspiegelt. Es wurden verschiedenste Literaturwerte zu den Methanemissionen von Biogasanlagen nach aktuellem Stand der Technik verglichen. Gärtner et al. 2008 nehmen diffuse Methanverluste von 0,45-1% für die gesamte Biogasproduktion an, während Liebertrau et al. 2010 0,2% Methanverlust, bezogen auf die produzierte Methanmenge, annehmen. Lauer et al. 20015 nehmen 1% Methanverlust für die Biogaserzeugung an. Bachmaier nimmt 0,2% Methanverlust bei Biogasanlagen mit Gasfackeln für die Biogasproduktion an.

Bachmaier schreibt, dass sich bei Untersuchungen die Fermenterabdeckungen aus Folien bzw. Beton in den meisten Fällen als gasdicht erwiesen, während Hahn et al. 2014 bei Verwendung von dickerem Folienmaterial ein Einsparungspotential von bis zu 8% der Gesamtemissionen sehen. Die Methanverluste durch die Folie des Nachgärfermenters, der in dieser Arbeit untersuchten Biogasanlage, sind mit einer Gasdurchlässigkeit von $<400 \text{ cm}^3/\text{m}^2 \cdot \text{bar} \cdot \text{d}$, im Vergleich zu den von Hahn et al. 2014 verglichenen Durchlässigkeitswerten, aber sehr gering. Den größten Anteil an den Methanemissionen haben Einbringvorrichtungen für Substrate, sowie bei Gärresteseparatoren auftretende Undichtigkeiten, während Schaugläser und Kabeldurchlässe in verschiedenen Untersuchungen vernachlässigbare Emissionen zeigten (Liebertrau et al. 2010).

Für die betrachtete Biogasanlage wurde ein Methanverlust von 0,3% des erzeugten Methans während der gesamten Biogaserzeugung angenommen. Aufgrund der stark unterschiedlichen Vergleichswerte aus der Literatur, wird ein Schwankungsbereich von 0,2-1% Methanverlust in einer Sensitivitätsanalyse betrachtet.

3.2.5 Stoff- und Energieflüsse der Gasaufbereitung zu Biomethan

Die Gasaufbereitung umfasst die Entschwefelung, Trocknung, und Trennung des CH_4/CO_2 -Stoffgemisches mittels Membrantechnik.

Die Entschwefelung des Rohbiogases, welches eine durchschnittliche Schwefelwasserstoffkonzentration von 20 ppm aufweist, erfolgt mit chemisch-oxidativer Wäsche. Dafür Benötigte Chemikalien sind $7 \text{ g NaOH}/\text{l}_{\text{STP H}_2\text{S}}$ und $10 \text{ g H}_2\text{O}_2/\text{l}_{\text{STP H}_2\text{S}}$, als Oxidationsmittel (Miltner et al. 2012). Umgerechnet auf die funktionelle Einheit sind das $0,0699 \text{ g NaOH}/\text{kg Rohbiogas}$ und $0,0969 \text{ g H}_2\text{O}_2/\text{kg Rohbiogas}$. Für die Feinentschwefelung vor der Gastrennung wird etwa 1 m^3 Aktivkohle pro 100000 m^3 Rohbiogas benötigt.

Die Trocknung des Rohbiogases erfolgt physikalisch durch Kondensation mittels Abkühlung. Etwaige Stromverbräuche für die Gastrocknung sind im gesamten Strombedarf der Gasaufbereitung mitberücksichtigt. Das Kondensat wird abgetrennt und in den Fermenter rückgeführt. Da das Kondensat aufgrund der Rückführung die Systemgrenze nicht verlässt, muss es in der Sachbilanz nicht weiter berücksichtigt werden.

Der hohe Strombedarf der Gasaufbereitung zu Biomethan ist vor allem der Membrantechnik zuzurechnen. Aufgrund der relativ langen, laut Anlagenbetreiber mindestens 6-jährigen, Lebenserwartung der Membranmodule wurden die, bei der Herstellung entstandenen Umweltwirkungen ebenso wie bei allen anderen Anlagenbestandteilen, nicht mitberücksichtigt.

Der Strombedarf für die Einspeisung ins Erdgasnetz wurde unter der Annahme einer Verdichtung auf 60 bar mit einem isentropen Verdichterwirkungsgrad von 0,6 berechnet (Meier 2014).

In **Tabelle 4** ist der Strombedarf von Gasaufbereitung und Einspeisung ins Erdgasnetz zu sehen.

Tabelle 4: Strombedarf der Gasaufbereitung

	MJ/kg Rohbiogas
Gasaufbereitung	0,775
Einspeisung ins Erdgasnetz	0,213
Gesamt	0,988

3.2.6 Emissionen der Gasaufbereitung zu Biomethan

Die Methanverluste der Gasaufbereitung entstehen vor allem bei der Membrantrennung. Das abgetrennte, sich im Permeat (Offgas) befindliche Kohlendioxid, wird in die Atmosphäre eingeleitet. Der vom Anlagenbetreiber einzuhaltende Grenzwert an Methan im Permeat liegt bei 1%. Durch das Erstellen einer Volumenstrombilanz (siehe **Abbildung 9**) über die Membrantrennung, errechnet sich der Methanverlust bei einem Prozent Methan im Permeat zu 0,51%, bezogen auf die produzierte Methanmenge.

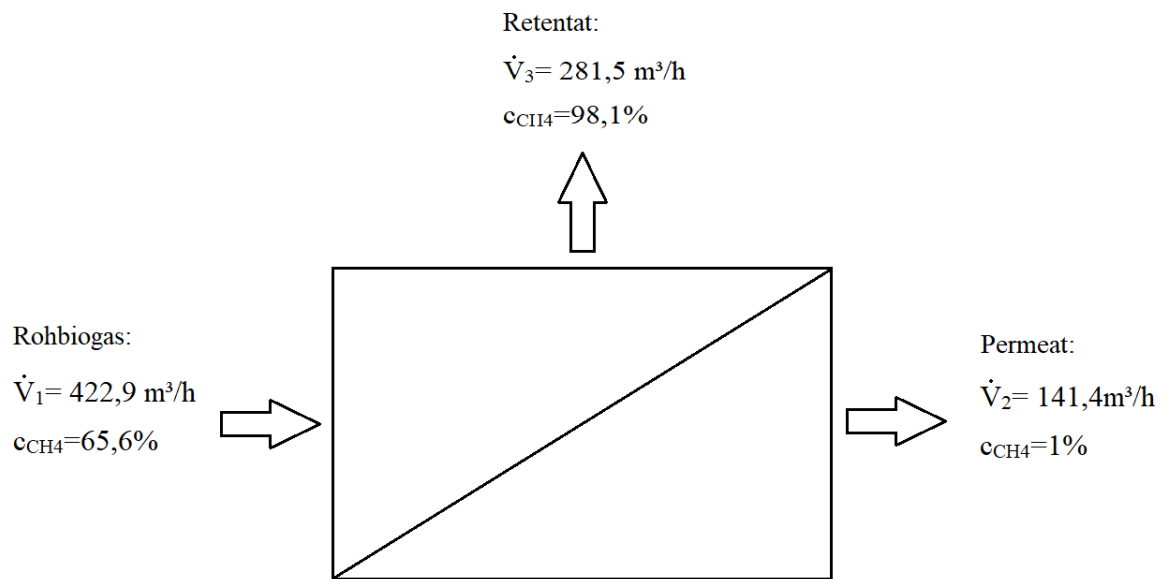


Abbildung 9: Volumenstrombilanz über die Membrantrennung

3.2.7 Stoff- und Energieflüsse der Strom- und Wärmeerzeugung im BHKW

Außer einem Schmierölverbrauch von etwa 0,03 g/MJ erzeugter Energie (Jungbluth et al. 2007), sind für die Verstromung im BHKW keine benötigten Betriebsmittel bekannt. Diese Menge an Schmieröl ist, im Bezug zum Bedarf von 56 g Rohbiogas/MJ erzeugter Energie, mit 0,5% jedoch sehr gering. Wird neben einem massenbezogenen Vergleich zur Abschätzung, ob der Schmierölverbrauch zu vernachlässigen ist, noch der massenspezifische Energiegehalt von Schmieröl (etwa 40 MJ/kg) und dem verwendeten Rohbiogas (22,8 MJ/kg) berücksichtigt, ergibt sich ein energiebezogener Verbrauch von 0,95% Schmieröl im Vergleich zum Verbrauch an Rohbiogas (Mollenhauer und Tschöke 2007). Der Schmierölverbrauch wird daher vernachlässigt und fortan nicht weiter berücksichtigt.

Eine Vorwärmung der Motoren ist derzeit nicht angedacht. Im Falle einer zukünftig vermehrten Nutzung der BHKW-Aggregate zur Regelleistungsbereitstellung mit dementsprechend mehr An- und Abfahrvorgängen, ist eine Vorwärmung der Motoren aber sehr wohl denkbar. Grundsätzlich gilt die Annahme, dass sich die Lebensdauer eines BHKWs pro Start um etwa eine Stunde verkürzt (Aschmann 2014).

3.2.8 Emissionen der Strom- und Wärmeerzeugung im BHKW

Das BHKW der Biogasanlage in Bruck an der Leitha verfügt über zwei Gasmotoren mit 836 kW und 526 kW, jeweils mit einem Oxidationskatalysator. In einer Studie untersuchen Aschmann 2014

Gasmotoren ähnlicher Größenordnungen und kommen auf einen Methanschluß von 0,3-0,7%. Gärtner et al. 2008 befinden, dass es keinen Methanschluß im BHKW gibt, wenn ein Oxidationskatalysator eingesetzt wird, ansonsten gehen sie von einem Methanverlust von 0,5% aus (Gärtner et al. 2008). Aschmann et al. 2010 widersprechen Gärtner et al. 2008 aber glaubwürdig, in einer genaueren Untersuchung und beweisen, dass der Methanverlust durch einen Oxidationskatalysator im Gegensatz zu den NO_x und Formaldehydemissionen nicht reduziert werden kann.

Es wird in Anlehnung an die Untersuchungen von Aschmann 2014 von einem durchschnittlichen Methanschluß in der Höhe von 0,5% der Gesamtmethanmenge ausgegangen, bei einem Schwankungsbereich von 0,3-0,7%.

Ein Teillastbetrieb bis 50% ist bei beiden Gasmotoren möglich und für die Bereitstellung von positiver und negativer Regelenergie denkbar, um Kaltstarts zu vermeiden und um Strom- und Wärme für den Eigenbedarf zu erzeugen. Es ergeben sich dadurch beim Teillastbetrieb, aufgrund eines niedrigeren Energiegehalts im Brennraum, niedrigere Verbrennungstemperaturen und somit auch geringere NO_x-Emissionen, aber dafür einen höheren Methanschluß, bedingt durch die geringere Kolbenausdehnung (Aschmann 2014). Für den Teillastbetrieb werden daher verringerte NO_x-Emissionen und erhöhte Methanemissionen laut **Tabelle 5** angenommen (Aschmann 2014).

Tabelle 5: CH₄- und NO_x-Emissionen bei Teillast¹

Last in %	Veränderung der CH ₄ -Emissionen	Veränderung der NO _x -Emissionen
100	1	1
80	1,13	1,11
70	1,3	0,89
60	1,46	0,81
50	1,5	0,755

Die vom Anlagenbetreiber einzuhaltenen Abgasgrenzwerte der BHKWs sind in **Tabelle 6** dargestellt. Es wird davon ausgegangen, dass die Abgasgrenzwerte eingehalten werden.

Tabelle 6: Abgasgrenzwerte des BHKWs

CO	650	mg/Nm ³ 5%O ₂
NO _x	400	mg/Nm ³ 5%O ₂
NMHC	150	mg/Nm ³ 5%O ₂

Für die Verbrennung von 1m³ Methan mit Umgebungsluft (21% vol. O₂, 15°C und 60% rel.

¹ (Aschmann 2014)

Luftfeuchte) und einem Sauerstoffüberschuss von 5% ergibt sich ein Abgasvolumen von etwa 13 m³/m³ Methan (Günther et al. 1974). Bei einem Methangehalt von 66,2% vol. im Biogas ergibt sich demnach ein Abgasvolumen von 8,6 m³/m³ Biogas. Damit lassen sich die einzuhaltenen Abgasgrenzwerte, bezogen auf die funktionelle Einheit von einem kg Rohbiogas, wie in **Tabelle 7** dargestellt, errechnen.

Tabelle 7: spezifische Abgasgrenzwerte des BHKWs

CO	7,6	g/kg Rohbiogas
NOx	4,7	g/kg Rohbiogas
NMHC	1,7	g/kg Rohbiogas

Die elektrischen Wirkungsgrade, abzüglich Trafo- und Generatorverlusten, sowie die thermischen Wirkungsgrade beider BHKW-Aggregate, sind für Voll- und Teillastbetrieb in **Tabelle 8** aufgelistet.

Tabelle 8: Wirkungsgrade der BHKW-Aggregate

Leistung d. BHKW in kW	836	526
100% n _{el} abzgl. Trafo und Generator in %	33,81	34,93
50% n _{el} abzgl. Trafo und Generator in %	31,85	31,76
100% n _{th} in %	43,9	43,09
50% n _{th} in %	45,92	46,36

3.2.9 Berechnung der Gutschrift für die Gärreste

Die Substrate werden als Abfälle eingestuft, da sie aus diversen Gründen nicht mehr als Lebensmittel oder für andere Zwecke verwendet werden können. Da aufgrund einer, für Substrate mit tierischen Anteilen, vorgeschriebenen Hygienisierung und des teilweise hohen Wassergehalts der Substrate, ist eine Kompostierung nicht oder nur mit unverhältnismäßig hohem Aufwand möglich. Daher bleibt als alternatives Verfahren zur Biogasproduktion nur die Verbrennung der Abfälle. Die Substratinputs der Biogasanlage, vor allem die Anteile von Ernte- und Verarbeitungsrückständen variieren zeitlich sehr stark. Für Ernterückstände kann angenommen werden, dass diese alternativ zur Vergärung in der Biogasanlage auf dem Feld verbleiben, oder eine Kompostierung durchlaufen könnten und somit auch einen Düngewert hätten, was für das Alternativverfahren Verbrennung nicht zutreffen würde. Aufgrund der Tatsache, dass es sich bei den Substraten um Abfälle handelt, erscheint es bei dieser Ökobilanz gerechtfertigt, dass die, durch Düngung mit den Gärresten vermiedenen Umweltauswirkungen der Mineraldüngerherstellung, der Biogaserzeugung gutgeschrieben werden.

Alternativ könnte argumentiert werden, dass der Düngewert der Gärreste dem ehemaligen, aber für uns jetzt weitgehend unbekanntem, Hauptnutzen der Substrate zugeordnet werden muss. Bei diesem Allokationsproblem wurde entschieden, dass der Düngewert der Gärreste zur Gänze der Biogaserzeugung gutgeschrieben wird. Grundsätzlich wäre aber auch die gegenteilige Argumentation zulässig. Daher wird in der Darstellung und Diskussion der Ergebnisse und während der Auswertungsphase dieser Ökobilanz entsprechend Wert auf eine gesonderte Darstellung des Einflusses der Gutschrift der Gärreste gelegt.

Die, durch den Ersatz von mineralischem Stickstoff-, Phosphor-, und Kaliumdünger, vermiedenen Treibhausgasemissionen für die Düngegutschrift sind in **Tabelle 9** für die betrachteten Hauptnährstoffe Stickstoff, Phosphor und Kalium dargestellt:

Tabelle 9: vermiedene Treibhausgasemissionen durch Mineraldüngerersatz

Nährstoff	Konzentration in Gärrest	THG-Emissionen bei Düngerherstellung/Abbau ¹	Gutschrift THG-Emissionen
Stickstoff N	2,30 kg/m ³	7,49 kg CO _{2eq} /kg N	0,096 kg CO _{2eq} /kg Rohbiogas
Phosphor P ₂ O ₅	1,15 kg/m ³	1,2 kg CO _{2eq} /kg P ₂ O ₅	0,013 kg CO _{2eq} /kg Rohbiogas
Kalium K ₂ O	1,46 kg/m ³	0,86 kg CO _{2eq} /kg K ₂ O	0,012 kg CO _{2eq} /kg Rohbiogas
Gesamt: 0,12 kg CO_{2eq}/kg Rohbiogas			

Mithilfe von Betriebsdaten, wie der spezifischen Menge Gärrest von 9,5 kg Gärrest/kg Rohbiogas und der Dichte der Gärreste von 1025 kg/m³, sowie den gemessenen Konzentrationen der Nährstoffe im Gärrest und Daten zu den Treibhausgasemissionen bei der N-, P-, K-Mineraldüngerherstellung beziehungsweise bei deren Abbau (P und K), konnten die vermiedenen Treibhausgasemissionen für den Mineraldüngerersatz durch die Gärreste berechnet werden. Nach Schmehl et al. 2012 ergibt sich für Gärreste ein Mineraldüngeräquivalent von 0,6 für die Düngewirkung des Stickstoffs, welches bei der Berechnung der vermiedenen Treibhausgasemissionen berücksichtigt wurde. Für Phosphor und Kalium im Gärrest wurde dieselbe Pflanzenverfügbarkeit wie bei mineralischen Phosphor- und Kaliumdüngern angenommen (Schmehl et al. 2012).

Thünauer 2013 vergleicht Werte verschiedener Studien und Untersuchungen zum Primärenergiebedarf der N-, P-, K-Mineraldüngerherstellung. Daraus lassen sich die Gutschriften für den Primärenergiebedarf, wie in **Tabelle 10** dargestellt, berechnen.

¹ (Freyer und Dorninger 2008, nach Gemis Stoffdatenbank)

Tabelle 10: vermiedener Primärenergieverbrauch durch Mineraldüngerersatz

Nährstoff	Konzentration in Gärrest	Primärenergiebedarf bei Herstellung ¹	Gutschrift Primärenergiebedarf
Stickstoff N	2,30 kg/m ³	35,3 MJ/kg N	0,75 MJ/kg Rohbiogas
Phosphor P ₂ O ₅	1,15 kg/m ³	17,4 MJ/kg P ₂ O ₅	0,19 MJ/kg Rohbiogas
Kalium K ₂ O	1,46 kg/m ³	12 MJ/kg K ₂ O	0,16 MJ/kg Rohbiogas

Gesamt: 1,10 MJ/kg Rohbiogas

Auffällig ist, dass die Treibhausgasemissionen der N-, P-, K-Düngerherstellung (siehe **Tabelle 9**) nicht zum Primärenergiebedarf der N-, P-, K-Düngerherstellung (siehe **Tabelle 10**) proportional sind. Der Grund, warum die Treibhausgasemissionen der N-Mineraldüngerherstellung je Kilogramm 6- bzw. 9-fach höher sind als jene der P- bzw. K-Mineraldüngerherstellung (siehe **Tabelle 9**), der Primärenergiebedarf aber nur etwa doppelt so hoch ist (siehe **Tabelle 10**), sind die hohen Lachgasemissionen bei der N-Mineraldüngerherstellung, die einen beträchtlichen Teil des Treibhauspotentials ausmachen (Freyer und Dorninger 2008).

Es sei Angemerkt, dass sich die Düngergutschrift des Stickstoffmineraldüngers auf ein rein konventionelles landwirtschaftliches System bezieht, da biologische Landwirtschaft gänzlich auf Stickstoff-Mineraldünger verzichtet und den Stickstoffkreislauf über Leguminosen in der Fruchtfolge und über flächenbezogene Tierhaltung schließt.

3.2.10 Ammoniakemissionen bei der Gärrestausbringung

Bei der Ausbringung der Gärreste treten Ammoniakemissionen auf, deren Menge sehr stark von der Temperatur und Art der Ausbringung abhängig ist. Bei der Ausbringung auf Ackerland können die Gärreste, im Gegensatz zur Ausbringung auf Grünland, sofort in den Boden eingearbeitet werden, wie es auch in der Düngeverordnung vorgeschrieben ist. In der Praxis kann das aber bis zu einem Tag später bedeuten, was einen Anstieg der Ammoniakemissionen um den Faktor 5 zur Folge haben kann (Gärtner et al. 2008).

Die Messwerte für den Ammoniumanteil des Stickstoffes im Gärrest schwanken von 78,8-89,9%, im Mittel liegt der Ammoniumanteil des Stickstoffs im Gärrest bei 84%. Bachmaier 2012 kommt in der Untersuchung von landwirtschaftlichen Biogasanlagen auf einen Anteil von 50-70% des Ammoniumstickstoffs. In dieser Studie wurden aber ausschließlich Energiepflanzen als Substrat

¹ (Thünauer 2013)

verwendet.

Bachmaier 2012 nimmt 13% Ammoniumverlust durch Ammoniakemissionen für Winterweizen und 15% für Zuckerrüben an. Der Anbau von späten Kulturen wie z.B. Mais erfolgt erst gegen Ende April bis Anfang Mai, bei deutlich höheren Temperaturen. Damit steigen die Ammoniakemissionen auf bis zu 20% des Ammoniumstickstoffs.

Da in der Umgebung der Biogasanlage, wo die Gärreste ausgebracht werden Ackerland mit einem hohen Maisanteil in der Fruchtfolge dominiert, erscheint die Annahme eines Ammoniakemissionswert von 15-20% des Ammoniumstickstoffs im Gärrest als gerechtfertigt.

Die Ammoniakemissionen bei der Ausbringung von Mineraldüngern liegen bei fachgerechter Ausbringung durchschnittlich bei 2% des Gesamtstickstoffs (Schmidhalter und Felber 2012).

Für die Düngung mit Gärresten ergeben sich deutlich höhere Ammoniakemissionen als für den Mineraldünger, was in der Sachbilanz mitberücksichtigt werden muss. Da sich die Düngergutschrift durch die Substitution von Mineraldünger ergibt, müssen auch die entstehen Ammoniakemissionen der Gärresteausbringung im Vergleich mit den Ammoniakemissionen des Mineraldüngers bilanziert werden. Aus den vorangegangenen Betrachtungen resultieren je nach Art und Temperatur der Ausbringung und angebauter Kultur, Ammoniakemissionen von 13-18% des Ammoniumstickstoffs im Gärrest.

3.2.11 Lachgasemissionen der Gärresteausbringung

Im Mittel kann davon ausgegangen werden, dass 1% des ausgebrachten Stickstoffs sowohl bei Gärresten als auch bei Mineraldünger in Lachgas umgewandelt wird (Bachmaier 2012). Das entspricht in etwa der Menge, die auch von Mineraldüngern freigesetzt wird und muss daher nicht gesondert betrachtet werden.

3.2.12 Emissionen bei der Errichtung der Biogasanlage

Die durch den Bau der gesamten Biogasanlage entstandenen Umweltwirkungen sind schwer zu ermitteln. Üblich ist es, die Umweltwirkungen über den Baustoffbedarf, bzw. über den Materialbedarf abzuschätzen. Komplexere Anlagenteile, sind in deren Herstellung sehr Energie- und Ressourcenintensiv, daher ist eine Abschätzung rein über den Materialbedarf, als sehr grobe Einschätzung zu betrachten.

Bachmaier et al. 2009 kommen so auf einen Anteil von 3% der gesamten Treibhauswirksamen Emissionen der Biogaserzeugung, Bühle et al. 2011 kommen auf unter 4% und Hahn et al. 2014

vernachlässigen die Emissionen für den Bau der gesamten Anlage.

Obwohl nicht alle Vergleichswerte aus der Literatur zu den Emissionen resultierend aus dem Bau der Anlage unter die Abscheidekriterien fallen, wird der Bau der Biogasanlage in dieser Arbeit nicht mitberücksichtigt und verbleibt außerhalb der Systemgrenze.

3.3 Wirkungsabschätzung

Die Wirkungsabschätzung erfolgt in dieser Arbeit in verschiedenen Wirkkategorien, siehe auch Kap.3.1.4.

Die in dieser Arbeit betrachteten Wirkkategorien, mit Wirkungsindikatoren und Charakterisierungsmodell, sind in **Tabelle 11** abgebildet:

Tabelle 11: Wirkkategorien zur Wirkungsabschätzung

Wirkkategorie	Wirkungsindikator	Wirkungsindikatorwert	Charakterisierungsmodell
Treibhauspotential/ Klimaänderung	CO ₂ -Äquivalent	g CO ₂ eq	CML 2001-2016
Eutrophierung	PO ₄ ³⁻ -Äquivalent	g PO ₄ ³⁻ eq	CML 2001-2016
Versauerung	SO ₂ -Äquivalent	g SO ₂ eq	CML 2001-2016
Primärenergiebedarf	Megajoule	MJ	

Die Ergebnisse der Sachbilanz werden mithilfe der GaBi-Software den jeweiligen Wirkungsindikatoren zugeordnet und mithilfe von Charakterisierungsmodellen die jeweiligen Auswirkungen auf die entsprechende Wirkkategorie berechnet. Der Wirkungsindikatorwert ist die Einheit, auf welche alle Umweltwirkungen einer Wirkkategorie bezogen werden.

Neben den, für diese Ökobilanz als relevant befundenen, in **Tabelle 11** dargestellten Wirkkategorien, wird der erneuerbare und fossile Ressourcenverbrauch nur indirekt über die Wirkkategorie Primärenergiebedarf betrachtet. Dies erscheint insofern als gerechtfertigt, als die Energieträger als Ressourcen, bei der untersuchten Biogasanlage im Vordergrund stehen. Eine Vernachlässigung der Umweltwirkungen von den, beim Bau der Biogasanlage benötigten Materialien, sowie anderer Anlagenteile und Maschinen in der Ökobilanz, ist zwar in Bezug auf die gewählten Wirkkategorien vertretbar (siehe Kap. 3.2), müsste aber bei einer Auswertung der Wirkkategorie Ressourcenverbrauch genauer analysiert und diskutiert werden.

Regionalspezifisch auftretende Umweltwirkungen, wie beispielweise durch die Gärresteausbringung entstehende Emissionen, werden in dieser Ökobilanz nur indirekt über die Sachbilanzebene miterfasst. Eine Berücksichtigung von regionalen Umweltwirkungen, wie zum Beispiel Auswirkungen auf lokal verfügbare Ressourcen, Flächennutzungsänderungen und deren Auswirkungen auf Biodiversität, Bodenkohlenstoffgehalt, Nitratauswaschungen, Erosion, etc., sind aufgrund der Tatsache, dass in dieser Arbeit eine Abfallbiogasanlage untersucht wird, vernachlässigt worden. Bei Ökobilanzen über landwirtschaftliche Biogasanlagen wäre eine Auswertung dieser Wirkkategorien allerdings wünschenswert (Feifel et al.2010).

3.4 Auswertung

In der vierten Phase der Ökobilanz, der Auswertungsphase, werden die Ergebnisse der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzungsphase, im Blick auf Zielsetzung und Untersuchungsrahmen, als Basis für Schlussfolgerungen, Empfehlungen und Entscheidungshilfen, zusammengefasst dargestellt und diskutiert (ISO 14040).

Während der immanent durchgeführten Auswertungsphase wurden Vergleichsbeeinträchtigungen und Allokationsprobleme identifiziert und der Ziel- und Untersuchungsrahmen dahingehend verändert, dass eine sinnvolle Ökobilanz durchgeführt werden konnte. Die größte Veränderung, welche notwendig wurde, war die Erweiterung der Systemgrenze um die Biogaserzeugung, damit ein längerer Lebensweg betrachtet werden kann und somit aussagekräftigere Ergebnisse zu erwarten sind. Andere Veränderungen und Vergleichsbeeinträchtigungen, welche sich im Zuge der Auswertungsphase ergaben werden in Kap. 3.1 beschrieben.

Die Ergebnisse, welche in der Auswertungsphase der Ökobilanz abgeleitet werden konnten, werden in Kap.4 dargestellt.

4 Ergebnisse

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Ökobilanz, welche aus der modellierten Biogasanlage mithilfe der GaBi-Software abgeleitet und hinsichtlich verschiedener Umweltwirkkategorien bewertet werden, dargestellt. Die sich auf die Ergebnisse stark auswirkenden Parameter sollen identifiziert und diskutiert werden, der Einfluss der Datenunsicherheiten auf die Ergebnisse wird mithilfe von Sensitivitätsanalysen ermittelt.

4.1 Umweltauswirkungen der Biomethanherzeugung

Die Umweltauswirkungen der Biomethanherzeugung umfassen die Auswertung der Umweltwirkungen folgender Prozessstufen: der Biogaserzeugung und Aufbereitung zu Biomethan, sowie der Einspeisung ins Erdgasnetz. Aufgrund der vielfältigen Verwendungsmöglichkeiten des Biomethans erscheint es sinnvoll die Umweltwirkungen des erzeugten Biomethans, als erneuerbare Alternative zu Erdgas, zu ermitteln. Daher werden die Ergebnisse zu den Umweltwirkungen auf die funktionelle Einheit von 1kg Biomethan bezogen, anstatt der in der Sachbilanz verwendeten funktionellen Einheit von 1kg Rohbiogas. Eine Umrechnung der funktionellen Einheit ist sehr einfach über die Ausbeute an Biomethan möglich, diese beträgt durchschnittlich 0,43 kg Biomethan je kg Rohbiogas.

4.1.1 Treibhausgasemissionen der Biomethanherzeugung

Die Treibhausgasemissionen der Biomethanherzeugung werden, mit der in Kap. 3.1.4 beschriebenen CML 2001-2016 Methode, ermittelt und das Treibhauspotential, zu Englisch global warming potential (GWP), über einen Zeitraum von 100 Jahren betrachtet (GWP_{100}). Man unterscheidet zwischen Treibhausgasemissionen biogenen und fossilen Ursprungs. Die Kohlendioxidemissionen aus biogenen Quellen, werden als nicht treibhauswirksam bilanziert, da in deren Wachstumsphase gleichviel Kohlendioxid aus der Atmosphäre entzogen wurde, wie bei deren vollständiger Oxidation zu Kohlendioxid wieder frei wird. Das Verhältnis zwischen den gesamten und den nicht biogenen Treibhausgasemissionen bei der Biomethanherzeugung wird in **Abbildung 10** dargestellt. Es ist eindrucksvoll zu sehen, dass ein großer Teil der Kohlendioxidemissionen auf das verwendete biogene Substrat zurückzuführen ist und als klimaneutral bewertet wird.



Abbildung 10: GWP₁₀₀ von biogenen und nicht biogenen THG-Emissionen der Biomethanerzeugung

In der weiteren Betrachtung der Umweltwirkungen spielt außer in Kap. 4.1.5, der biogene Anteil der Kohlendioxidemissionen aus oben erwähnten Gründen keine Rolle und es werden nur die treibhauswirksamen Emissionen betrachtet.

In **Abbildung 11** werden die nicht biogenen, also die treibhauswirksamen Emissionen, aufgeschlüsselt auf die Teilprozesse, bzw. Stoff- und Energieflüsse dargestellt.

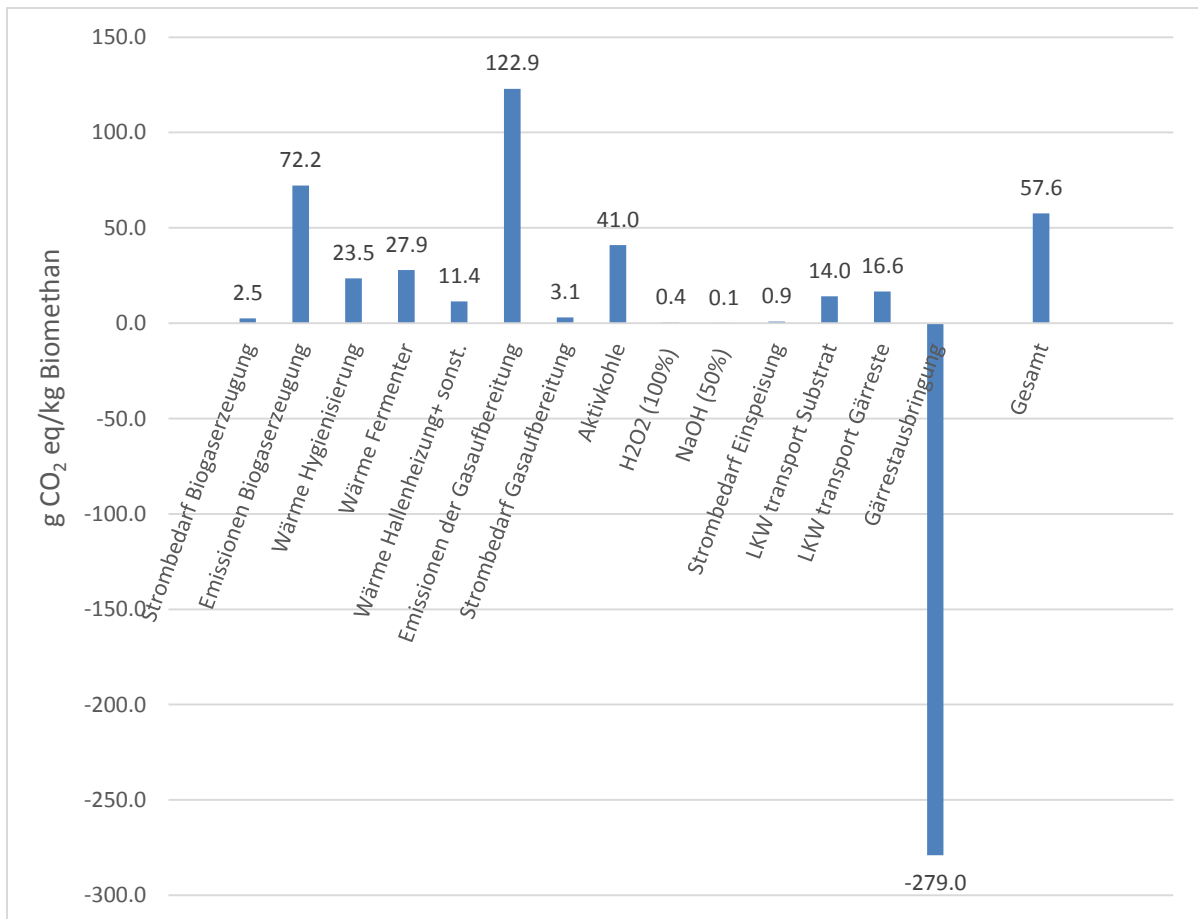


Abbildung 11: GWP₁₀₀ der Biomethanerzeugung

Den größten Einfluss auf die entstehenden Treibhausgasemissionen der Biomethanerzeugung haben die Methanemissionen der Biogaserzeugung sowie die der Gasaufbereitung.

Der Stromverbrauch wirkt sich nicht wesentlich auf das Treibhauspotential aus, da mit Ökostrom aus Wasserkraft modelliert wurde. Die bezogene Fernwärme, wirkt sich auf die Treibhausgasemissionen der Anlage aus, obwohl mit Holzhackschnitzel als Brennstoff modelliert wurde, da im Zuge der Brennstoffgewinnung und Verarbeitung auch THG-Emissionen entstehen.

Überraschend große THG-Emissionen gehen von der zur Feinent Schwefelung eingesetzten Aktivkohle aus, während andere eingesetzte Betriebsmittel kaum einen Einfluss haben.

Die Gutschrift für die vermiedenen THG-Emissionen der Mineraldüngerherstellung aufgrund der Gärreste, welche als Dünger verwendet werden, trägt sehr stark zu den geringen Gesamtemissionen der Biomethanerzeugung bei. Ohne die Gutschrift für den Mineraldüngerersatz durch Gärreste, würden die Emissionen der Biomethanerzeugung von 57,6 auf 336,6 g CO₂eq/kg Biomethan steigen.

In Abbildung 12 wird das Treibhauspotential (GWP₁₀₀) aufgeschlüsselt auf Teilbereiche der

Biomethanerzeugung dargestellt. Es zeigt sich, dass die Gasaufbereitung mit 168,3 g CO₂eq/kg Biomethan den größten Anteil am GWP₁₀₀ hat, gefolgt von der Biogaserzeugung mit 137,6 g CO₂eq/kg Biomethan. Der Einfluss vom Transport der Substrate und Gärreste auf das GWP₁₀₀ ist relativ gering.

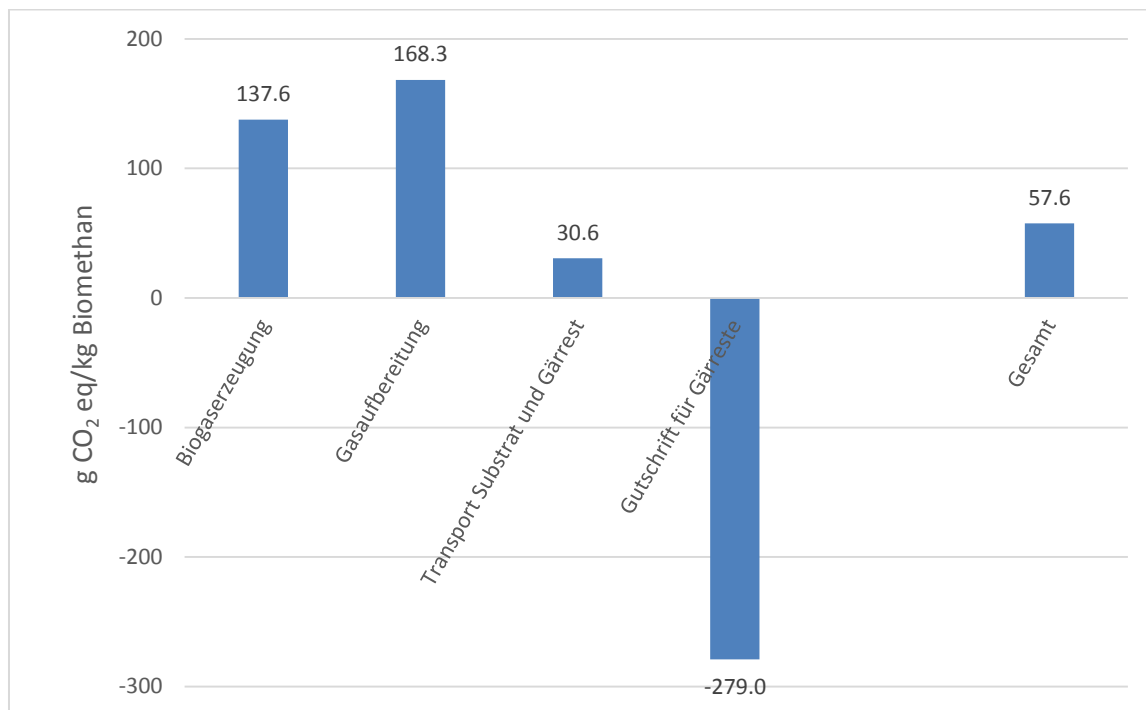


Abbildung 12: GWP₁₀₀ der Biomethanerzeugung

4.1.1.1 Sensitivitätsanalyse der Treibhausgasemissionen der Biomethanerzeugung

Es wird davon ausgegangen, dass sich die direkt erhobenen Daten zu Wärme-, Strom- und Betriebsmittelbedarf der Anlage, in Bezug auf die funktionelle Einheit nicht signifikant ändern, da es sich um gemessene Jahresmittelwerte handelt und diese Daten daher als qualitativ sehr hochwertig einzustufen sind.

Unter Berücksichtigung bekannter Literaturwerte werden Unsicherheiten bei den Methanemissionen der Biogaserzeugung im Bereich von 0,2-0,5% Methanverlust angenommen und bei der Gasaufbereitung von 0,3-0,7% (siehe Kap. 3.2.4 und Kap. 3.2.6).

Die Transportdistanz der Gärresteausbringung kann laut Anlagenbetreiber nicht so stark variieren wie die Transportdistanz der Substratzufuhr, da die Gärresteabnehmer regional angesiedelt und relativ konstant sind, im Gegensatz zu der stärker variierenden Substratzufuhr. Daher wird für die Transportdistanz des Substrates ein Schwankungsbereich von 5-30 km festgelegt, für die Transportdistanz der Gärreste 5-15 km.

Auch die Gutschrift für die Gärrestausbringung durch vermiedene THG-Emissionen bei der Mineraldüngerherstellung wird mit einer Schwankungsbreite hinterlegt. Es wird eine Unsicherheit von +/-10% für die, durch den Einsatz von Gärresten vermiedenen Treibhausgasemissionen, angenommen.

An dieser Stelle wird noch einmal darauf hingewiesen, dass durch die Ausbringung von Gärresten nicht immer Mineraldünger ersetzt wird, so wird z.B. in der biologischen Landwirtschaft vollständig auf mineralischen Stickstoffdünger verzichtet und der erforderliche Stickstoff wird über die Aufnahme von luftstickstofffixierenden Pflanzen (Leguminosen) in die Fruchtfolge bereitgestellt. In der Sachbilanz (siehe Kap 3.2.9) wurde aber entschieden die Gärrestausbringung auf ein rein konventionelles landwirtschaftliches System zu beziehen und den Düngewert des Gärrestes als Ersatz von Mineraldünger zu sehen, woraus sich die Gutschriften für vermiedene Emissionen ergeben.

Für alle sensitiven Parameter der Wirkkategorie Treibhauspotential ergibt sich aus den ermittelten oder abgeschätzten Datenunsicherheiten ein in **Tabelle 12** zusammengefasster Schwankungsbereich.

Tabelle 12: Datenunsicherheiten der sensitiven Parameter der THG-Emissionen der Biomethanerzeugung

Parameter	min.	basis	max.	Einheit
Transportdistanz Substrat	5	10	30	km
Transportdistanz Gärrest	5	10	15	km
Methanverlust Biogaserzeugung	0,2	0,3	0,5	%
Methanverlust Gasaufbereitung	0,3	0,51	0,7	%
Gutschrift für Gärreste	90	100	110	%

Aus den Datenunsicherheiten, bzw. aus dem Schwankungsbereich der getroffenen Annahmen ergibt sich ein Best-Case-Szenario mit minimalen und ein Worst-Case-Szenario mit maximalen Treibhausgasemissionen der Biomethanerzeugung gegenüber dem Basisszenario, siehe **Abbildung 13**. Mithilfe einer Sensitivitätsanalyse kann ein Bereich von -60,4 bis 215,8 g CO₂eq/kg Biomethan für das Treibhauspotential der Biomethanerzeugung identifiziert werden.

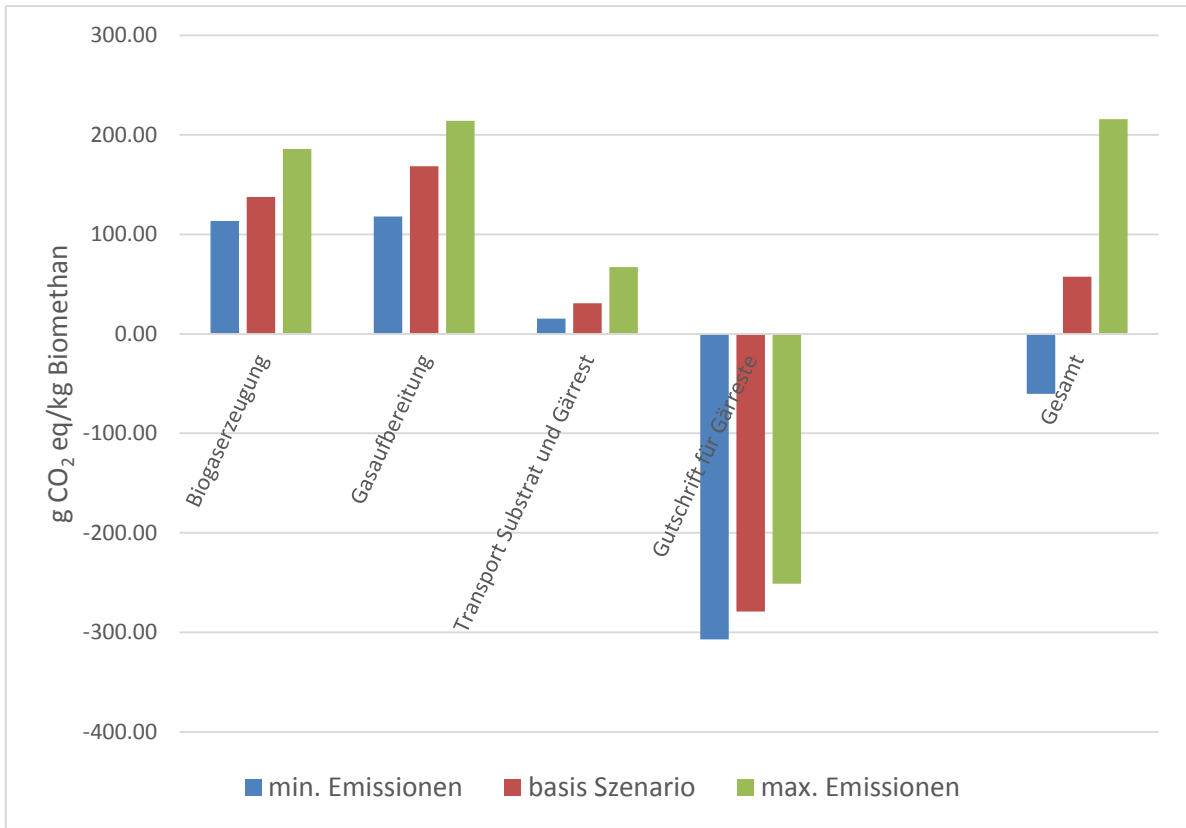


Abbildung 13: Sensitivitätsanalyse THG-Emissionen der Biomethanerzeugung

4.1.1.2 Einfluss der Art des verwendeten elektrischen Stromes auf die Treibhausgasemissionen der Biomethanerzeugung

Da der Stromverbrauch bei der Biomethanerzeugung ein wesentlicher Parameter in der ökologischen Bewertung darstellt, erscheint es notwendig die Art des verwendeten Stroms und deren Einfluss auf die Ökobilanz genauer zu diskutieren. Die betrachtete Biogasanlage bezieht zu 100% Ökostrom für den Eigenbedarf. Trotzdem wird hier mit einem Szenario, in dem der österreichische Strommix von 2014 verwendet wird verglichen, um die Auswirkungen der Art der Stromerzeugung auf die Treibhausgasemissionen der Biomethanerzeugung zu zeigen.

Electricity grid mix (production mix)

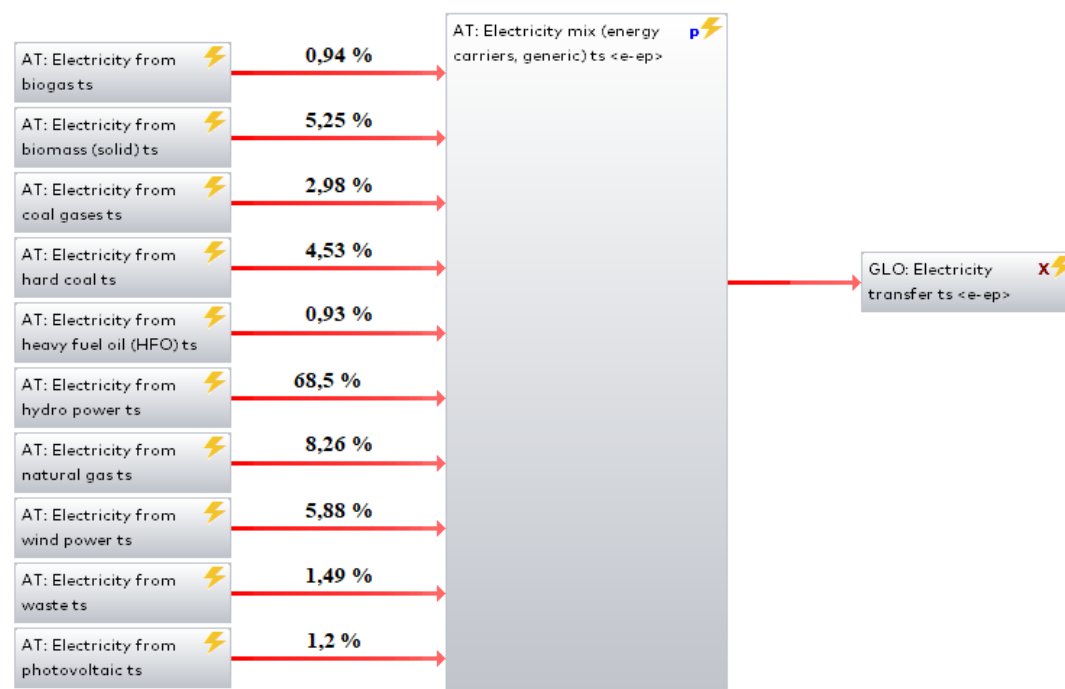


Abbildung 14: Zusammensetzung des AT-Strommix 2014¹

Die jährliche Zusammensetzung des in Österreich verbrauchten Stroms ist in **Abbildung 14** abgebildet. Der Anteil an Wasserkraft am Strommix verändert sich im Vergleich zu anderen Jahren am stärksten, je nach Menge und jahreszeitlicher Verteilung der Niederschläge. So ergaben sich für den Strommix im Jahre 2014 durchschnittliche Treibhausgasemissionen von 58 g CO₂eq/kWh. Für 2015 wäre laut e-control-Stromkennzeichnungsbericht mit 67 g CO₂eq/kWh zu rechnen, was auf den geringeren Anteil an Wasserkraft im Jahre 2015 zurückzuführen ist (e-control-stromkennzeichnungsbericht).

In **Abbildung 15** sind die THG-Emissionen der Biomethanherzeugung, bei der der Strombedarf mit 100% Ökostrom, verglichen mit dem österreichischen Strommix, siehe **Abbildung 14**, gedeckt wird, dargestellt. Die THG-Emissionen unterscheiden sich signifikant, obwohl auch im AT-Strommix 2014 der Ökostromanteil größer als 80% ist.

Analog zu anderen energieintensiven Prozessen gilt auch für die Biogaserzeugung und vor allem für die Gasaufbereitung, dass die THG-Emissionen stark vom eingesetzten Energieträger abhängen. Im nachfolgenden Kapitel (Kap.4.1.2) wird näher auf den Energiebedarf der Biomethanherzeugung

¹ Modellierter Plan zum AT-Strommix auf thinkstep-Datenbank basierend. GUID: AT: Electricity grid mix: {97FFC1D1-F781-4653-B32B-A0CF5A9F070D}

eingegangen.

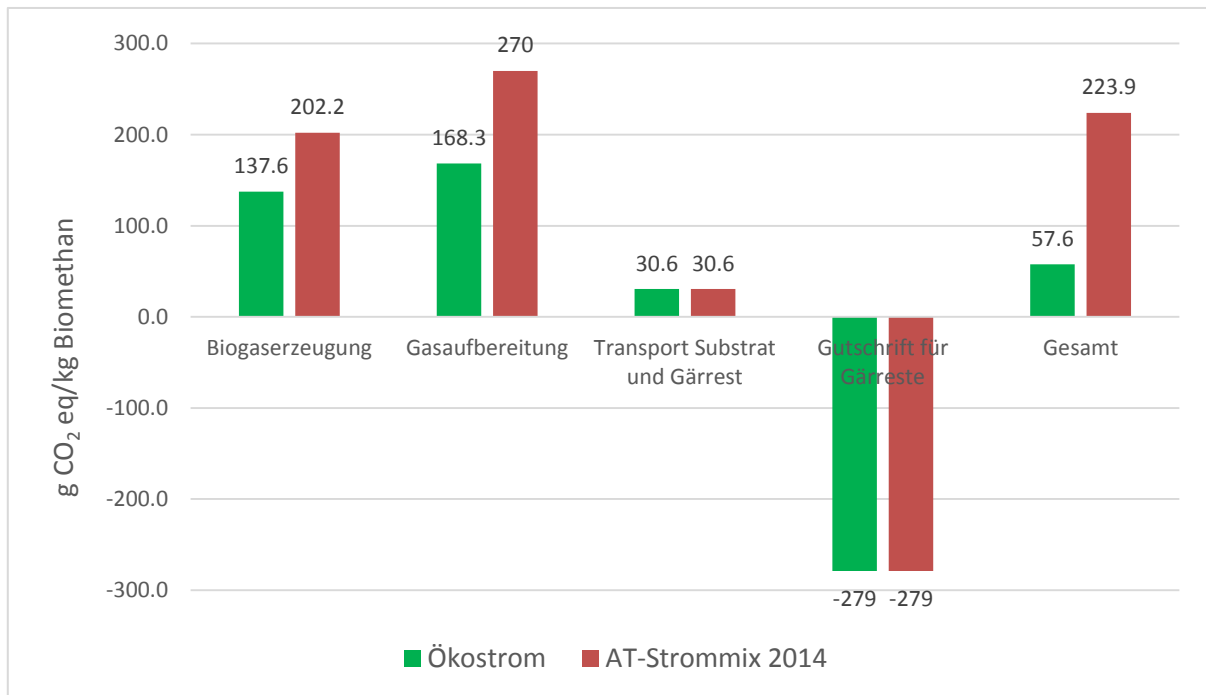


Abbildung 15: Vergleich der THG-Emissionen bei Ökostrom und AT-Strommix 2014

4.1.2 Primärenergiebedarf der Biomethanherzeugung

Der Primärenergiebedarf stellt eine wichtige Wirkkategorie dar, um Aussagen über die Energieeffizienz der untersuchten Biomethanherzeugung treffen zu können. In **Abbildung 16** ist zu sehen, dass etwa 0,22MJ Primärenergie zur Erzeugung von einem MJ Biomethan nötig sind. Der größte Anteil des Primärenergiebedarfs ergibt sich durch die benötigte Strom- und Wärmemenge. Aus dem, durch Gärreste ersetzten, Mineraldünger wurde eine Gutschrift für vermiedenen Primärenergieverbrauch bei der Herstellung von Mineraldünger berechnet (siehe Kap 3.2.9).

Da die modellierte Biogasanlage Strom- und Wärme für den Eigenbedarf aus erneuerbaren Quellen bezieht, ergibt sich ein hoher Anteil an erneuerbarer Primärenergie.

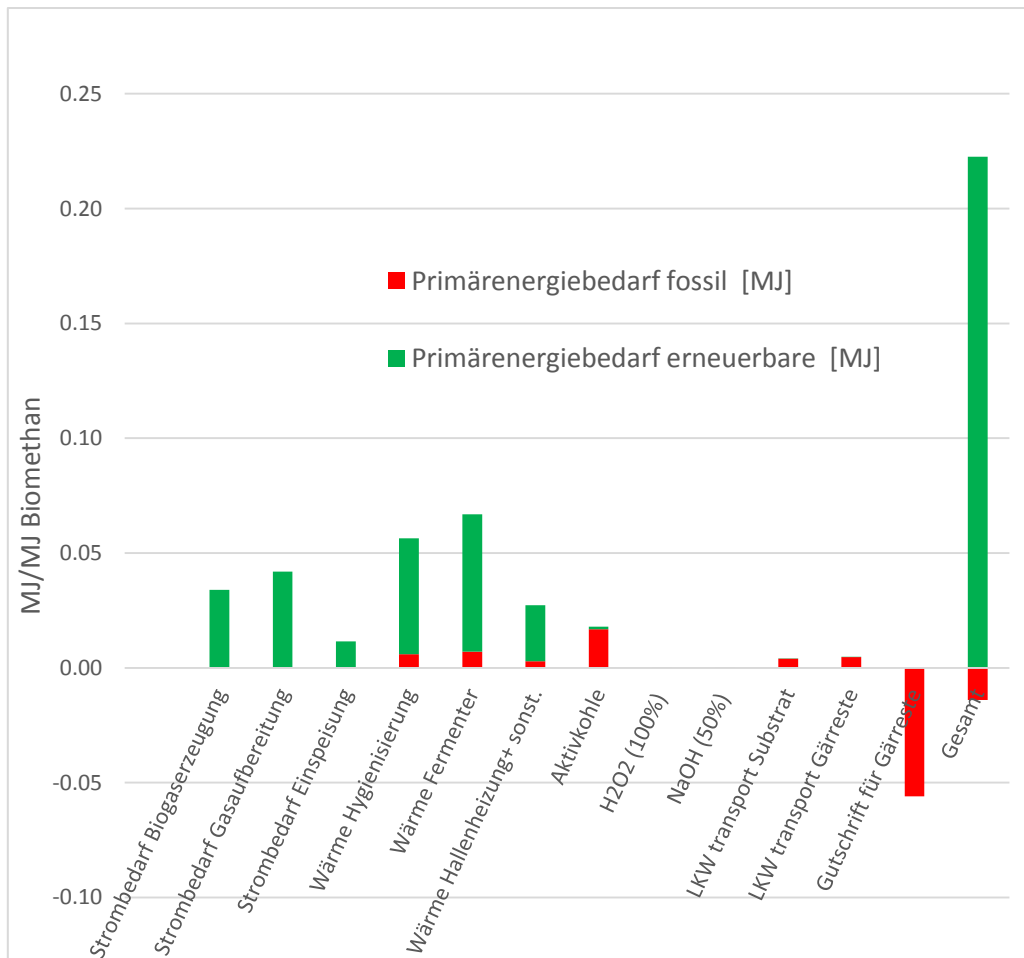


Abbildung 16: Primärenergiebedarf der Biomethanerzeugung

4.1.2.1 Sensitivitätsanalyse Primärenergiebedarf der Biomethanerzeugung

Die Daten zu den Strom-, Wärme- und Betriebsmittelverbräuchen, werden als sehr gut eingeschätzt, deshalb sind für die Sensitivitätsanalyse lediglich die Variation der Transportdistanzen und Varianzen bei den Daten zum Primärenergiebedarf der Mineraldüngerherstellung nach Thünauer 2013, welche in **Tabelle 13** dargestellt werden, relevant.

Tabelle 13: Primärenergiebedarf zur Herstellung/Abbau von Mineraldüngern¹

Nährstoff	angenommen	min.	max.	Einheit
N	35,3	32,5	60	MJ/kg N
P	17,4	7,6	36	MJ/kg P ₂ O ₅
K	12	2,1	13,7	MJ/kg K ₂ O

Mit einer angenommenen Variation der Transportdistanzen, analog zu Kap. 4.1.1.1 und den

¹ mit Variationen nach Thünauer 2013

Unsicherheiten zu den Daten für die Berechnung der Gutschrift der Gärreste ergibt sich ein Bereich von 0,167 bis 0,235 MJ/MJ Biomethan für den Primärenergiebedarf der Biomethanherzeugung.

4.1.2.2 Einfluss der Art des verwendeten elektrischen Stromes auf den Primärenergiebedarf der Biomethanherzeugung

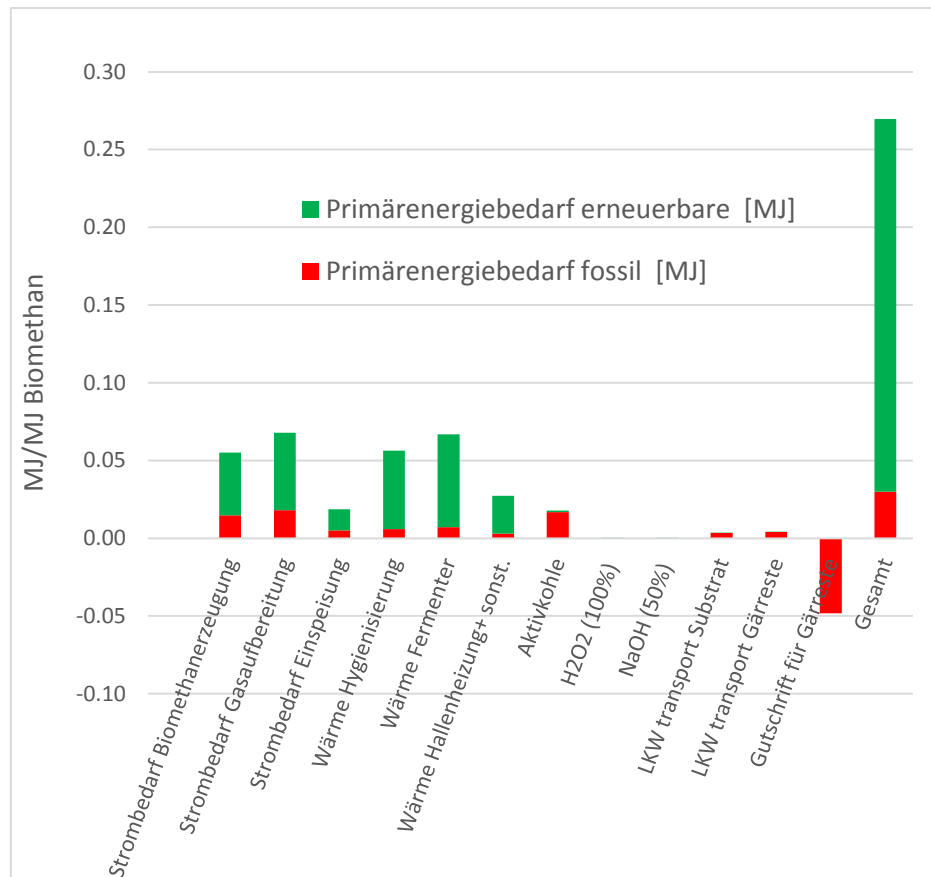


Abbildung 17: Primärenergiebedarf der Biomethanherzeugung mit AT-Strommix 2014

Im Vergleich zum in **Abbildung 16** dargestellten Primärenergiebedarf, bei dem der Strombedarf der Biomethanherzeugung mit Ökostrom modelliert wurde, ist in **Abbildung 17** der Primärenergiebedarf der Biomethanherzeugung mit dem AT-Strommix von 2014 dargestellt. Der höhere Gesamt-Primärenergiebedarf von 0,27 MJ/MJ Biomethan lässt sich auf einen höheren fossilen Primärenergiebedarf bei der Stromerzeugung zurückführen. Der Schwankungsbereich aufgrund der Datenunsicherheiten, welche analog zu Kap. 4.1.2.1 angenommen wurden beträgt 0,23 bis 0,29 MJ/MJ Biomethan.

4.1.3 Eutrophierungspotential aufgrund der Biomethanherzeugung

Die auftretenden Ammoniakmehremissionen bei der Gärresteaufbringung gegenüber dem eingesparten Mineraldünger führen zu einem indirekten Eintrag von Stickstoff über die Luft in

aquatische Ökosysteme. In **Abbildung 18** ist zu sehen, dass die Ammoniakemissionen mit einem Anteil von über 90% am Eutrophierungspotential, von insgesamt 2,4 g PO₄³⁻-eq/kg Biomethan, hauptverantwortlich für das Eutrophierungspotential sind, welches sich aufgrund der Biomethanerzeugung ergibt.

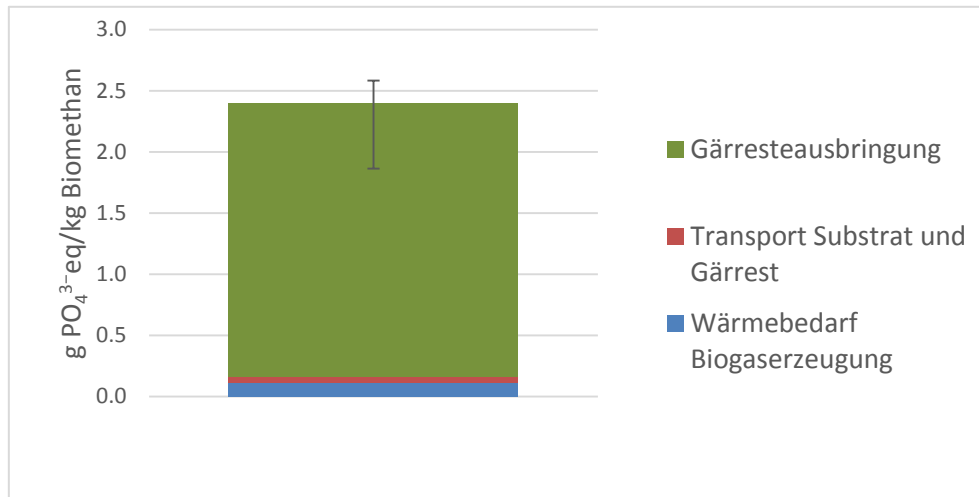


Abbildung 18: Eutrophierungspotential

Ergebnisunsicherheiten für das Eutrophierungspotential ergeben sich durch die Schwankungsbreite der Ammoniakemissionen, welche mit 13-18% des Ammoniumanteils des Stickstoffs angenommen werden und der Variation der Transportdistanzen. Mit diesen Unsicherheiten ergibt sich ein Bereich für das Eutrophierungspotential von 1,87 bis 2,59 g PO₄³⁻-eq/kg Biomethan.

Es wird an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass auch andere Faktoren, vor allem Nitratauswaschungen von Böden, bei der Düngung zur Eutrophierung führen können, aber bei dieser Ökobilanz nicht mitberücksichtigt werden, da diese bei Gärresten und Mineraldünger als gleich hoch angenommen werden.

4.1.4 Versauerungspotential aufgrund der Biomethanerzeugung

Das Versauerungspotential, welches sich aufgrund der Biomethanerzeugung ergibt, beträgt 11,1 g SO₂eq/kg Biomethan, siehe **Abbildung 19**. Ähnlich wie beim Eutrophierungspotential basiert die Versauerungswirkung hauptsächlich auf den Ammoniakmehremissionen der Gärreste im Vergleich zu denen des Mineraldüngers. Andere Autoren sehen den Anteil der Ammoniakemissionen am Versauerungspotential ebenfalls bei über 90% (Gärtner et al. 2008). Schmehl et al. 2012 betrachten neben den Ammoniakemissionen nur noch die SO₂ und NO_x- Emissionen des BHKWs und kommen daher in der Biogasproduktion (ohne Verbrennung im BHKW) auf einen Anteil von 100% des Ammoniaks am Versauerungspotential.

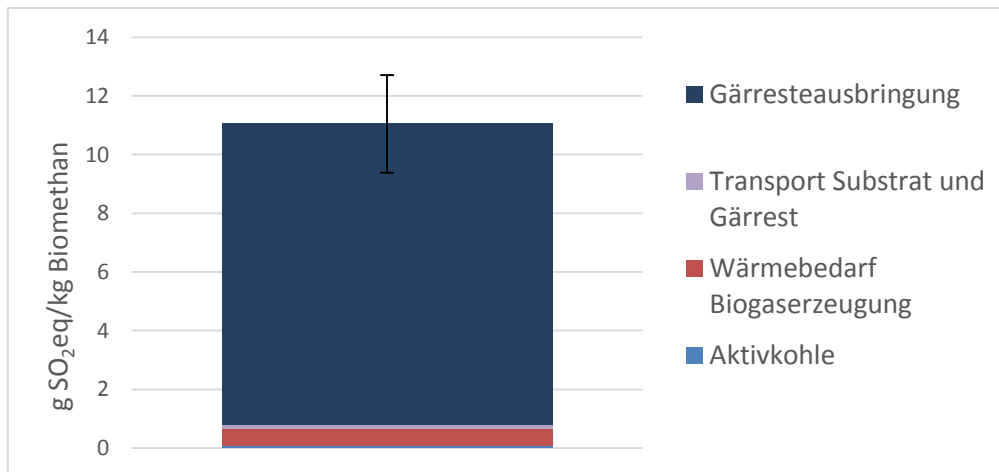


Abbildung 19: Versauerungspotential

Analog zu den Unsicherheiten des Eutrophierungspotentials ergibt sich aufgrund der Schwankungsbreite der Ammoniakemissionen bei der Gärresteausbringung und der Variation der Transportdistanz von Gärresten und Substraten ein Bereich von 9,4 bis 12,7 g SO₂eq/kg Biomethan.

4.1.5 Membrantrennung als potentielle CO₂-Senke

Das Rohbiogas besteht durchschnittlich zu 34,3% vol. aus Kohlendioxid, welches in der Membrantrennung fast vollständig abgetrennt wird (siehe Kap 3.2.6). Gegenwärtig wird der Offgasstrom mit einem Kohlendioxidanteil von mindestens 99% vol. in die Atmosphäre eingeleitet. Da das Biogas aus Abfällen von nachwachsenden Rohstoffen gewonnen wird, werden die Kohlendioxidemissionen des Offgases als klimaneutral gewertet.

In **Abbildung 20** sind die biogenen Kohlendioxidemissionen des Offgasstroms, mit 2586 g CO₂eq im Vergleich zur den, um ein vielfaches geringeren, gesamten Treibhausgasemissionen der Biomethanherzeugung von 336,5 g CO₂eq und der Gutschrift der Gärreste von 279 g CO₂eq abgebildet.

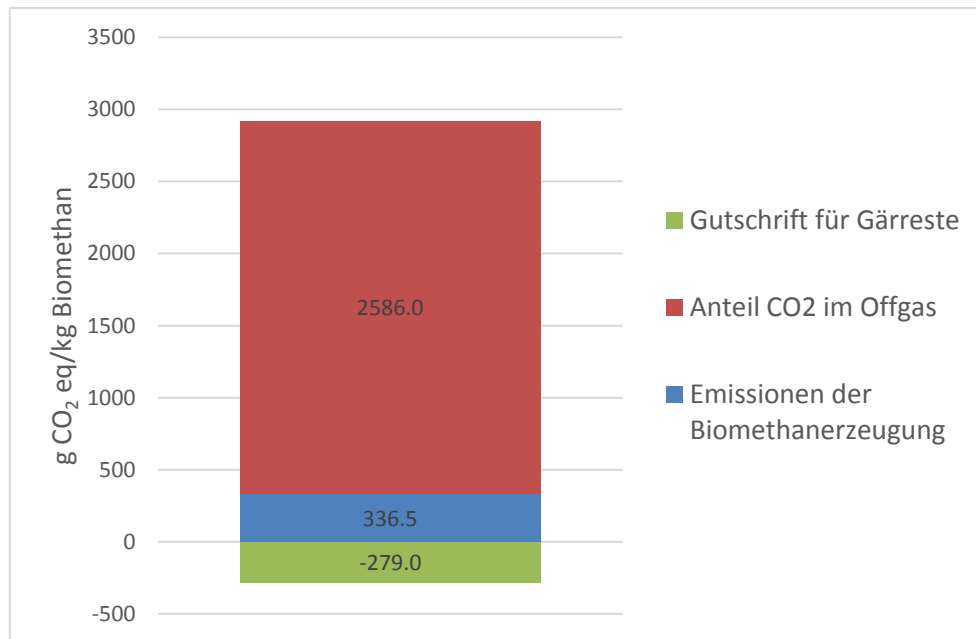


Abbildung 20: Biogenes CO₂ im Offgas

Eine mögliche Nutzung des Kohlendioxids aus dem Offgasstrom der Gastrennung würde die Treibhausgasbilanz der Biomethanherzeugung wesentlich verbessern und könnte eine zusätzliche Wertschöpfung für die Anlagenbetreiber darstellen. Verwendung könnte dieses, mit Spuren von Methan verunreinigte, Kohlendioxid in landwirtschaftlichen Silos oder als gasförmiger Pflanzendünger in Gewächshäusern finden. Mit dem Einsatz von Kohlendioxid in Gewächshäusern sind Ertragssteigerungen von bis zu 20%, bei einer um 15% reduzierten Vegetationszeit möglich (Dumsch und Tentscher 2002). Eine weitere Möglichkeit, bei entsprechender Reinheit des abgetrennten Kohlendioxids, ist die Nutzung als Rohstoff für weitere industrielle Prozesse bevor es in die Atmosphäre gelangt. Auch eine zukünftige Nutzung zur Erzeugung von Methan im Rahmen der Power-to-Gas-Technologie, siehe Kap. 2.5.2, erscheint vielversprechend (Peters et al. 2018). Vor allem, weil durch die direkte Nutzung des abgetrennten Kohlendioxids Kosten zur CO₂-Abtrennung aus der Luft vermieden werden können (Hinterberger 2015).

4.2 Umweltauswirkungen der Strom- und Wärmeerzeugung im BHKW

Ursprünglich wurde die Biogasanlage zur Strom- und Wärmeerzeugung im BHKW gebaut, erst danach wurde die Alternative der Gasaufbereitung zu Biomethan wirtschaftlich interessant und ergänzt. Die Grundlaststromerzeugung wird für Biogasanlagen zukünftig von immer geringerer Relevanz sein. Es zeigt sich aber, dass, vor allem in Deutschland durch die Flexibilisierungsprämie, flexible Stromerzeugung für Biogasanlagen eine interessante wirtschaftliche Zukunftsperspektive

bietet. Auch die Möglichkeit, dass Biogasanlagen am Regelenergiemarkt teilnehmen können, soll in diesem Kapitel berücksichtigt werden. Die Ergebnisse der Ökobilanz zu den Umweltauswirkungen der Strom- und Wärmeerzeugung werden im Blick auf die verschiedenen Möglichkeiten der Biogasanlage beschrieben. Die funktionelle Einheit auf der sich die Umweltauswirkungen der Strom- und Wärmeerzeugung beziehen ist ein Kilogramm Rohbiogas, obwohl sich Ökobilanzen von Biogasanlagen meist auf eine erzeugte kWh_{el} beziehen. Bei einer funktionellen Einheit von einer kWh_{el} wird eine Gutschrift für die Wärmenutzung notwendig, in der man sich auf die Umweltwirkungen eines (fossilen) Referenzsystems zur Wärmeerzeugung beziehen müsste. Bei der, für die Ergebnisdarstellung in diesem Kapitel, gewählten funktionellen Einheit von einem Kilogramm Rohbiogas kann ein solches Allokationsproblem vermieden werden.

Eine Umrechnung der funktionellen Einheit von einem Kilogramm Rohbiogas auf eine kWh_{el} ist möglich, allerdings muss bei einem Vergleich mit anderen Ökobilanzen berücksichtigt werden, dass dabei auch noch die erzeugte Wärme als Koppelprodukt erzeugt wird. Bei der Grundlaststromerzeugung durch die beiden Blockheizkraftwerke werden im Schnitt 2,17 kWh_{el}/kg Rohbiogas und 2,76 kWh_{th}/kg Rohbiogas erzeugt.

4.2.1 Treibhausgasemissionen der Strom- und Wärmeerzeugung im BHKW

In Abbildung 21 sind die Treibhausgasemissionen der Strom- und Wärmeerzeugung im BHKW abgebildet. Der größte Verursacher an Treibhausgasemissionen der Strom- und Wärmeerzeugung sind die Emissionen des Blockheizkraftwerkes, bedingt durch den Methanschlupf in den Gasmotoren, gefolgt von den Treibhausgasemissionen der Biogaserzeugung, welche ebenfalls hauptsächlich auf Methanemissionen zurückzuführen sind. Durch die hohe Gutschrift für den Mineräldüngerersatz, ergibt sich eine insgesamt, mit -24 g CO₂eq/kg Rohbiogas, treibhausgasreduzierende Bilanz für die Strom- und Wärmeerzeugung im BHKW.

Ohne eine Gutschrift für die Düngewirkung der Gärreste, ist mit Treibhausgasemissionen der Strom- und Wärmeerzeugung im BHKW von 96 g CO₂eq/kg Rohbiogas zu rechnen.

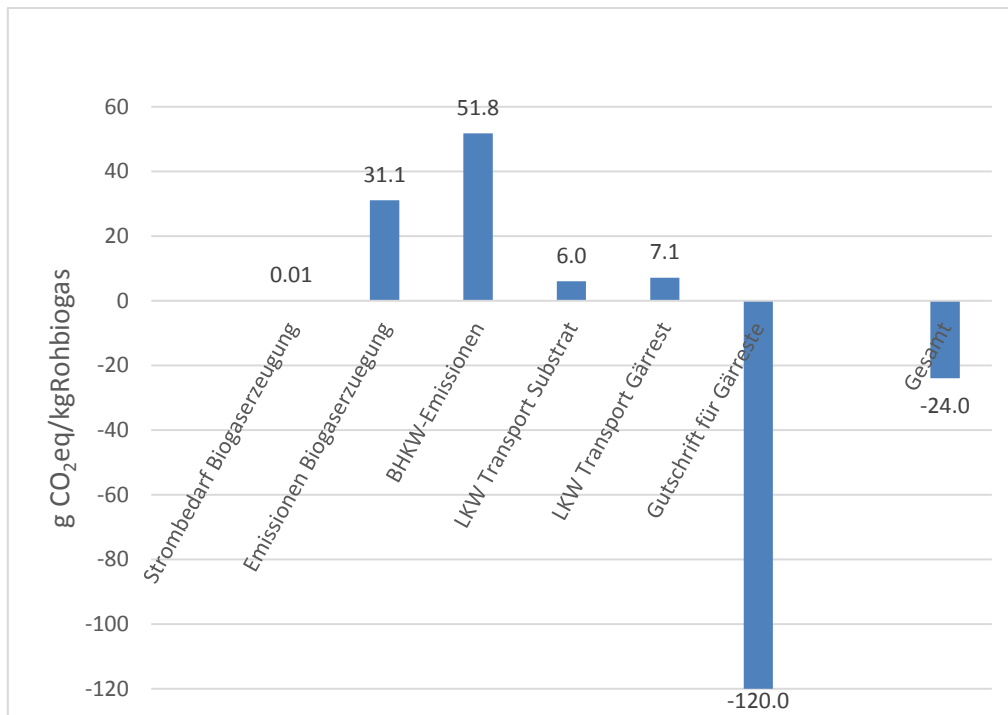


Abbildung 21: Treibhausgasemissionen der Strom- und Wärmeerzeugung im BHKW

4.2.1.1 Sensitivitätsanalyse der Treibhausgasemissionen der Strom- und Wärmeerzeugung im BHKW

Die Varianz der Daten bei Biogaserzeugung, Transportkapazität und der Gutschrift für die Gärreste werden analog zu der, in Kap. 4.1.1.1 erstellten, Parametervariation angenommen. Für den Methanschluß im BHKW wurde ein Bereich von 0,3-0,7% angenommen (siehe Kap. 3.2.8).

Die angenommenen Schwankungsbereiche für die sensitiven Parameter sind gesammelt in **Tabelle 14** abgebildet.

Tabelle 14: Datenunsicherheiten der sensitiven Parameter der THG-Emissionen der Strom- und Wärmeerzeugung im BHKW

Parameter	min.	basis	max.	Einheit
Transportdistanz Substrat	5	10	30	km
Transportdistanz Gärrest	5	10	15	km
Methanverlust Biogaserzeugung	0,2	0,3	0,5	%
Methanschluß BHKW	0,3	0,51	0,7	%
Gutschrift für Gärreste	90	100	110	%

In **Abbildung 22** sind die Treibhausgasemissionen für ein Worst-Case-Szenario mit maximalen Emissionen, sowie für ein Best-Case-Szenario mit minimalen Emissionen, im Vergleich zum Basis-

Szenario abgebildet.

Im Besten Fall ergibt sich eine treibhausgasreduzierende Bilanz mit $-74 \text{ g CO}_2\text{eq/kg Rohbiogas}$. Im Worst-Case-Szenario ist mit Treibhausgasemissionen von rund $45 \text{ g CO}_2\text{eq/kg Rohbiogas}$ zu rechnen.

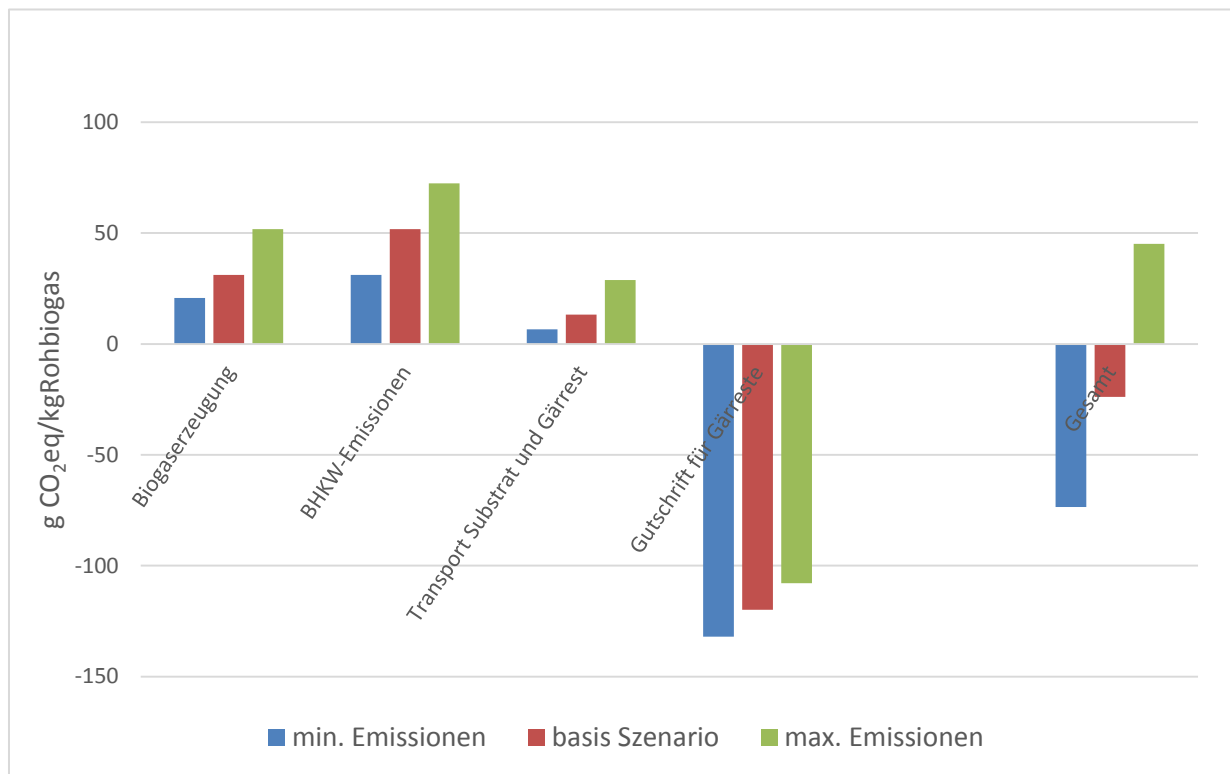


Abbildung 22: Sensitivität der Treibhausgasemissionen der Strom- und Wärmeerzeugung im BHKW

4.2.2 Treibhausgasemissionen der flexiblen Stromerzeugung mittels BHKW

Unter flexibler Stromerzeugung wird ein Betrieb des BHKWs nach Tagesfahrplan, wie in Kap. 2.5.3.1 beschrieben, verstanden. Dadurch ändert sich gegenüber der Grundlaststromerzeugung hinsichtlich der Treibhausgasemissionen, dass mindestens ein An- und Abfahrvorgang pro Tag stattfindet, wodurch kurzfristig höhere Emissionen entstehen und die Lebensdauer der BHKW-Aggregate verringert wird. Ist im flexiblen Stromerzeugungsszenario ein Teillastbetrieb vorgesehen, so ergibt sich bei einem 50% Teillastbetrieb, neben einem geringeren elektrischen Wirkungsgrad, ein um 50% höherer Methanschlupf, gegenüber dem Volllastbetrieb (siehe auch Kap. 3.2.8). Allerdings ist auch aufgrund der niedrigeren Verbrennungstemperaturen mit geringeren NO_x -Emissionen zu rechnen, was sich geringfügig positiv auf das Eutrophierungs- und Versauerungspotential auswirkt. In **Abbildung 23** sind die Methan- und Stickoxidemissionen bei verschiedenem Lastverhalten der BHKW-Aggregate dargestellt.

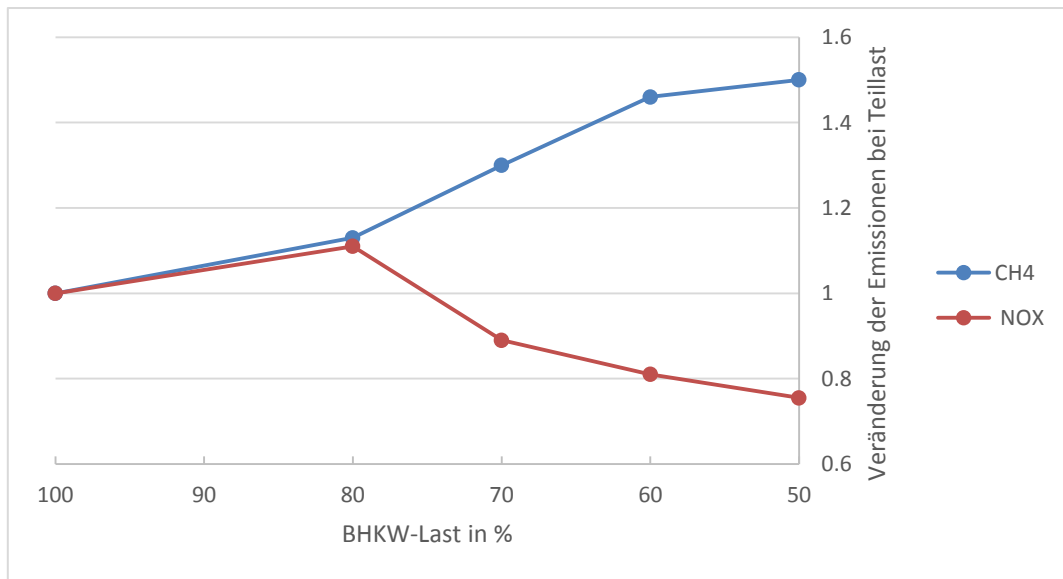


Abbildung 23: Abhängigkeit der CH₄- und NO_x-Emissionen von Lastverhalten¹

Die Methanmehremissionen bei Teillast führen zu höheren THG-Emissionen der Strom- und Wärmeerzeugung im BHKW. In **Abbildung 24** sind die THG-Emissionen der Strom- und Wärmeerzeugung in Abhängigkeit der BHKW-Last dargestellt. Die Berechnung der THG-Emissionen bei Vollast ist in Kap. 4.2.1 detailliert beschrieben.

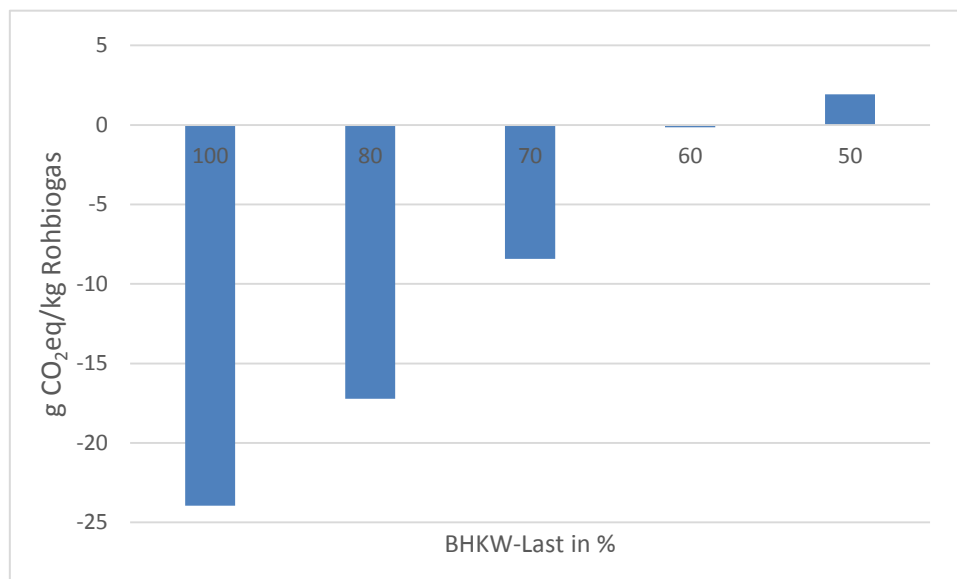


Abbildung 24: THG-Emissionen der Strom- und Wärmeerzeugung im BHKW in Abhängigkeit des Lastverhaltens

Außer den erhöhten THG-Emissionen bei einem etwaigen Teillastbetrieb ändert sich bei flexibler Betriebsweise nach Tagesfahrplan gegenüber einer kontinuierlichen Grundlaststromerzeugung nur die verringerte Lebensdauer bei mehreren Starts. Aufgrund der Tatsache, dass die THG-Emissionen, welche bei der Herstellung des BHKWs entstehen, vernachlässigt wurden, wird auch die verringerte Lebensdauer nicht mitberücksichtigt.

¹ Eigene Darstellung auf Grundlage der Untersuchungen von Aschmann 2014

4.2.3 Treibhausgasemissionen der Regelenergiebereitstellung mittels BHKW

Ähnlich wie der, in Kap. 4.2.2 beschriebenen flexiblen Stromerzeugung ist es zur Bereitstellung von Regelenergie teilweise sinnvoll BHKW-Aggregate in Teillast zu betreiben. So kann die Problematik von vielen An- und Abfahrvorgängen vermieden werden und negative Regelenergie bereitgestellt werden, siehe auch Kap. 2.5.3.2.

Änderungen der THG-Emissionen der Regelenergiebereitstellung gegenüber der Grundlaststromerzeugung ergeben sich dadurch hauptsächlich aufgrund der Methanmehrmissionen bei Teillast wie in **Abbildung 24** in Kap. 4.2.2 dargestellt.

Ein großes Problem der Regelenergiebereitstellung ist der Verschleiß der BHKW-Aggregate bei vermehrten An- und Abfahrvorgängen bezogen auf die kurze Dauer der Leistungsabfrage. Den Einfluss der An- und Abfahrvorgänge auf die Treibhausgasemissionen der Regelenergiebereitstellung abzuschätzen war im Rahmen dieser Ökobilanz nicht möglich, da für die BHKW-Aggregate keine Daten zu den Treibhausgasemissionen während des An- und Abfahrvorganges bekannt sind.

4.2.4 Eutrophierungspotential der Strom- und Wärmeerzeugung im BHKW

Das Eutrophierungspotential, welches sich aufgrund der Strom- und Wärmeerzeugung ergibt, ist in **Abbildung 25** dargestellt. Neben den Ammoniakemissionen der Gärrestausbringung, tragen die NO_x - und SO_2 -Emissionen der BHKW-Aggregate wesentlich zum Eutrophierungspotential von insgesamt $1,18 \text{ g PO}_4^{3-}\text{-eq/kg Rohbiogas}$ bei. Die Transporte von Substrat und Gärrest im LKW haben nur einen sehr kleinen Einfluss auf das Eutrophierungspotential.

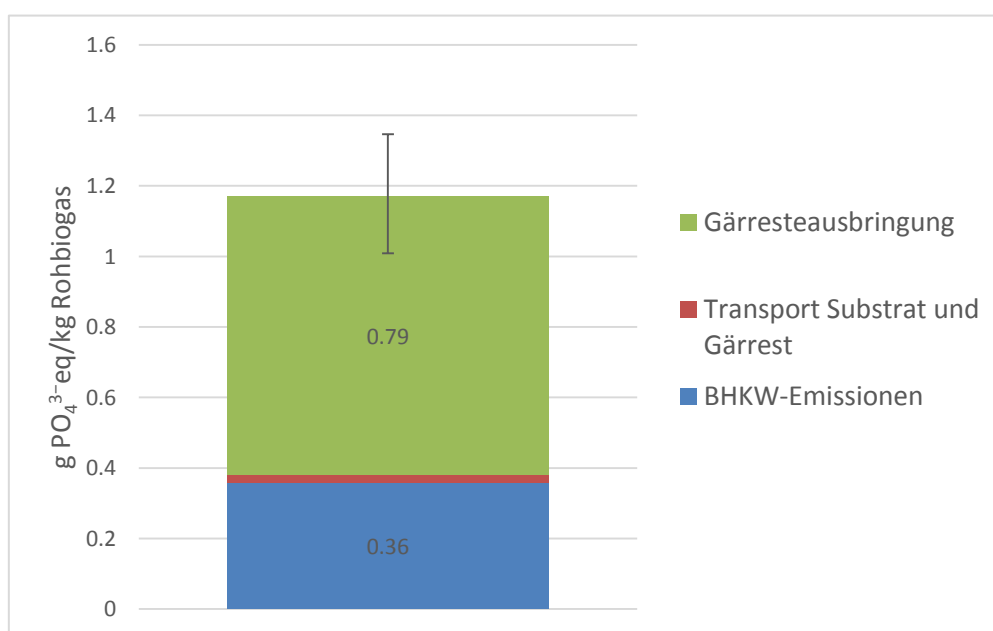


Abbildung 25: Eutrophierungspotential der Strom- und Wärmeerzeugung im BHKW

Zur Berechnung der Ergebnisunsicherheit des Eutrophierungspotentials der Strom- und Wärmeerzeugung im BHKW wurde eine Varianz von +/- 20% für die NO_x- und SO₂-Emissionen der BHKW-Aggregate angenommen. Die Varianz bei der Berechnung der Ammoniakemissionen wird, analog zu Kap. 3.1.4.2, mit 13-18% gasförmigen Ammoniakverlustes angenommen. Damit ergibt sich ein Schwankungsbereich von 1,01 bis zu 1,35 g PO₄³⁻eq/kg Rohbiogas für das Eutrophierungspotential bei der Strom- und Wärmeerzeugung durch das BHKW.

4.2.5 Versauerungspotential der Strom- und Wärmeerzeugung im BHKW

Das in **Abbildung 26** dargestellte Versauerungspotential, welches sich aufgrund der Strom- und Wärmeerzeugung im BHKW ergibt, ist hauptsächlich auf die indirekte Versauerungswirkung der Ammoniakemissionen im Zuge der Gärresteausbringung zurückzuführen. Neben den Ammoniakemissionen tragen auch die NO_x- und SO₂-Emissionen der BHKW-Aggregate signifikant zum Versauerungspotential von insgesamt 5,1 g SO₂eq/kg Rohbiogas bei, während die Transporte von Substrat und Gärrest vernachlässigbare Auswirkungen auf das Versauerungspotential haben.

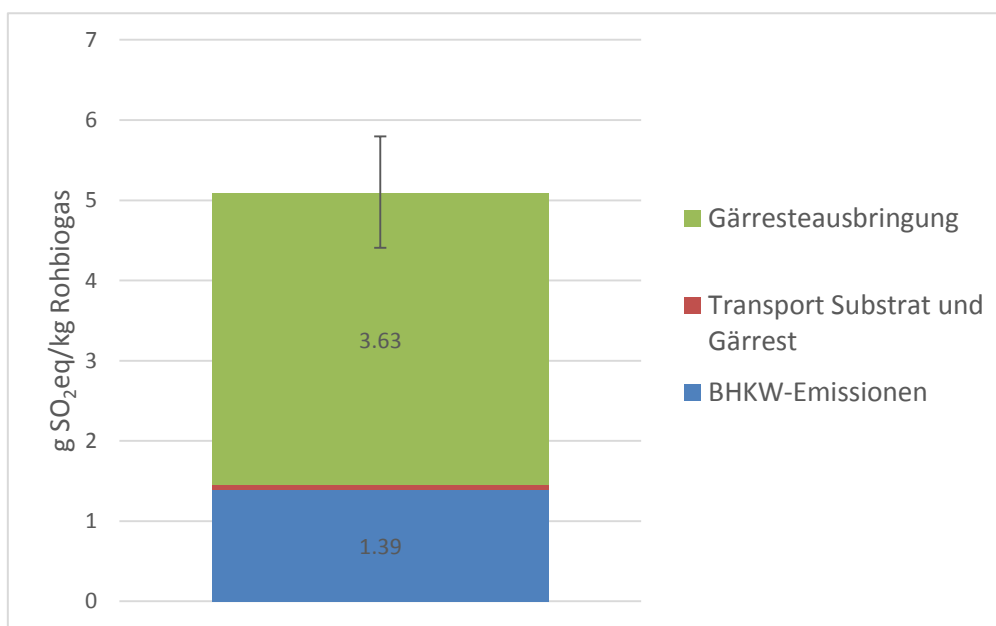


Abbildung 26: Versauerungspotential der Strom- und Wärmeerzeugung im BHKW

Bei der Berechnung der Ergebnisunsicherheit des Versauerungspotentials der Strom- und Wärmeerzeugung im BHKW wurde ebenfalls eine Varianz von +/- 20% für die NO_x- und SO₂-Emissionen der BHKW-Aggregate angenommen. Auch die Varianz bei der Berechnung der Ammoniakemissionen wird, analog zu Kap. 3.1.4.2, mit 13-18% gasförmigen Ammoniakverlustes angenommen. Damit ergibt sich ein Schwankungsbereich von 4,41 bis 5,8 g SO₂eq/kg Rohbiogas für

das Versauerungspotential bei der Strom- und Wärmeerzeugung durch das BHKW.

4.3 Vergleich verschiedener Möglichkeiten der Energieerzeugung durch Biogasanlagen

Ein ursprüngliches Ziel der Arbeit war es mittels Bewertung der Umweltwirkungen, mit Schwerpunkt auf Treibhausgasemissionen, herauszufinden, welche Formen der Energieerzeugung durch Biogasanlagen, aus ökologischer Sicht, zu bevorzugen sind. Wie diese Arbeit gezeigt hat, ist aber ein bewertender Vergleich von verschiedenen Energieträgern und Energieformen (Biomethan, Strom, flexibel erzeugter Strom, Regelenergie, Wärme), welche durch die verschiedenen Betriebsweisen zustande kommen, nicht direkt möglich, da jeweils ein unterschiedlicher Nutzen entsteht. Dennoch soll auf dieses ursprüngliche Ziel der Diplomarbeit mit diesem Kapitel eingegangen werden. Wo Vergleiche oder Bewertungen als nicht sinnvoll erachtet werden, werden Vergleichsbeeinträchtigungen und getroffene Vereinfachungen oder Annahmen beschrieben und diskutiert.

4.3.1 Vergleich der Stromerzeugung durch Biomethan im GuD-Kraftwerk mit Stromerzeugung durch Rohbiogas im BHKW

Biomethan lässt sich zeitlich und räumlich flexibel und von der Biogasanlage entkoppelt in einem Gaskraftwerk verstromen. Als Alternative kann mit dem nichtaufbereiteten Rohbiogas Strom- und Wärme im BHKW erzeugt werden. Auch bei der Energieerzeugung im BHKW gibt es Möglichkeiten der flexiblen Stromerzeugung (siehe Kap. 2.5.3), daher ist ein Vergleich der Umweltauswirkungen von diesen beiden Formen der Energieerzeugung grundsätzlich möglich und aussagekräftig.

Vergleichseinschränkungen ergeben sich durch die Möglichkeit Biomethan im Erdgasnetz langfristig bis saisonal zu speichern und an einem anderen Ort zu verstromen, dies ist bei der Alternative Rohbiogas im BHKW zu verstromen in der Form nicht sinnvoll oder möglich. Eine weitere Vergleichsbeeinträchtigung ergibt sich dadurch, dass angenommen wurde, dass Biomethan zur Stromerzeugung nach Stand der Technik am effizientesten in einem GuD-Kraftwerk mit 58% elektrischem Wirkungsgrad verstromt wird und dafür keine Wärmenutzung stattfindet. Im Gegensatz dazu werden für die Energieerzeugung mit Rohbiogas die modellierten BHKW-Aggregate der untersuchten Biogasanlage betrachtet, bei denen eine Wärmenutzung stattfindet. In **Abbildung 27** sind die je MJ Rohbiogas erzeugte Strom- und Wärmemenge in GuD-Kraftwerk bzw. im BHKW dargestellt. Auch die erzeugte elektrische Energie im GuD-Kraftwerk wird zur besseren Vergleichbarkeit auf ein MJ Rohbiogas bezogen.

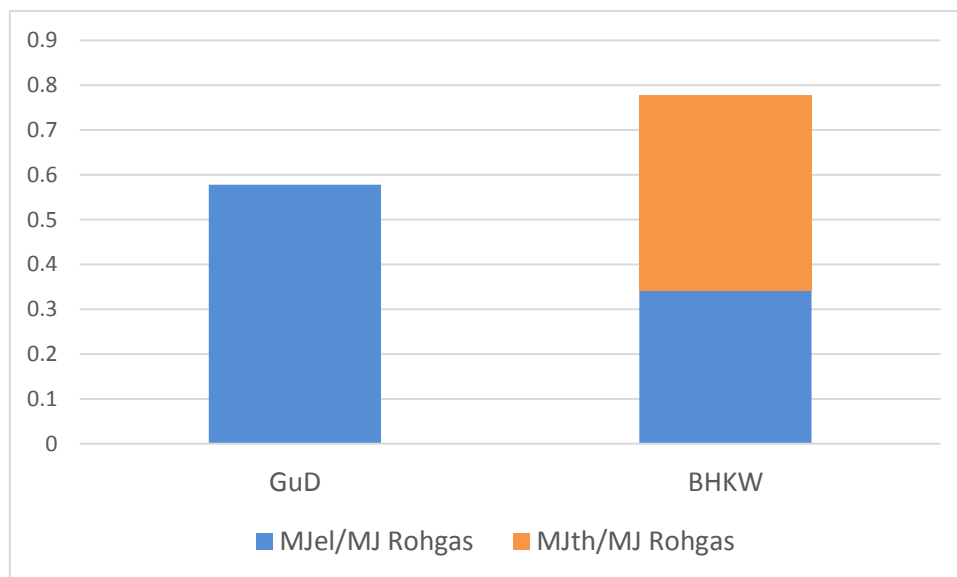


Abbildung 27: elektrische und thermische Energieerzeugung

Die THG-Emissionen der Stromerzeugung im GuD-Kraftwerk sind $7 \text{ g CO}_2\text{eq/kWh}_{\text{el}}$ gegenüber einer THG-Bilanz bei Verstromung im BHKW mit $-11 \text{ g CO}_2\text{eq/kWh}_{\text{el}}$ höher. Dazu kommt noch, dass im BHKW eine zusätzliche Wärmenutzung möglich ist.

4.3.2 Biomethan als Ersatzbrennstoff für Erdgas im GuD-Kraftwerk

Das in das Erdgasnetz eingespeiste Biomethan kann ebenso wie Erdgas verwendet werden. Daher erscheint ein Vergleich der Treibhausgasemissionen von der Verstromung von Biomethan und Erdgas als interessant. Es wird angenommen, dass Erdgas und Biomethan in einem GuD-Kraftwerk mit 58% elektrischem Wirkungsgrad, ohne Wärmenutzung verstromt werden, siehe **Abbildung 28**. Es zeigt sich, dass sich durch die Verstromung von Biomethan im GuD-Kraftwerk mit Treibhausgasemissionen von nur $7 \text{ g CO}_2\text{eq/kWh}_{\text{el}}$ im Vergleich zur Verstromung von Erdgas, mit Emissionen von $421 \text{ g CO}_2\text{eq/kWh}_{\text{el}}$, ein Großteil der Treibhausgasemissionen einsparen lässt.

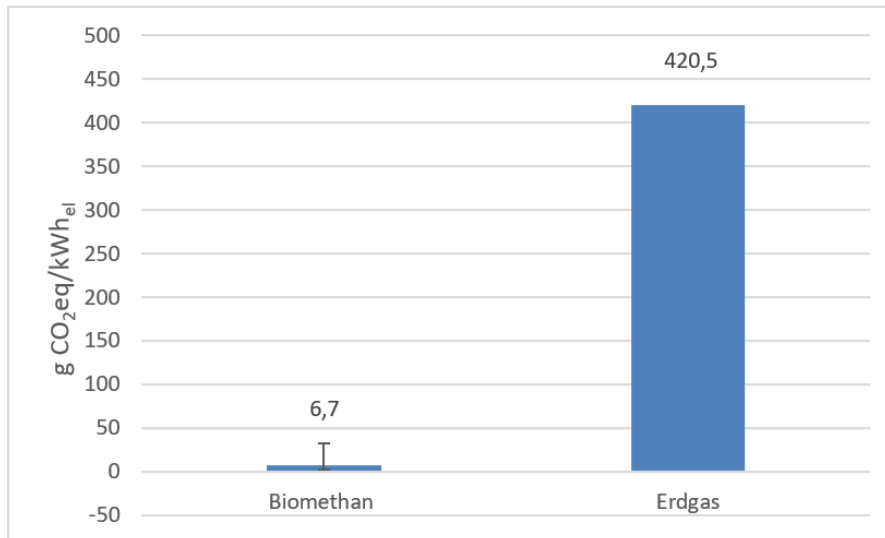


Abbildung 28: THG-Emissionen bei Verstromung im GuD-Kraftwerk

In **Abbildung 29** ist der Primärenergiebedarf für die Erzeugung von einem MJ_{el} im GuD-Kraftwerk abgebildet. Wird Erdgas als Energieträger verwendet, so sind etwa 2 MJ notwendig, um ein MJ_{el} zu erzeugen. Das ergibt sich vor allem durch die Verluste über den Wirkungsgrad und die zur Förderung und zum Transport von Erdgas benötigte Energie. Wird hingegen Biomethan als Energieträger eingesetzt ergibt sich lediglich ein erneuerbarer Primärenergiebedarf von 0,38MJ/MJ_{el}. Der Primärenergiebedarf zur Biomethanherzeugung ist genauer in Kap. 4.1.2 beschrieben. Es ist aber anzumerken, dass das eingesetzte Substrat nicht als Primärenergieträger gerechnet wird. Eine Charakterisierung des Substrates über den Brennwert wäre auch kaum möglich, da keine sinnvolle thermische Verwertung des Substrates, aufgrund des hohen Wassergehaltes, möglich ist.

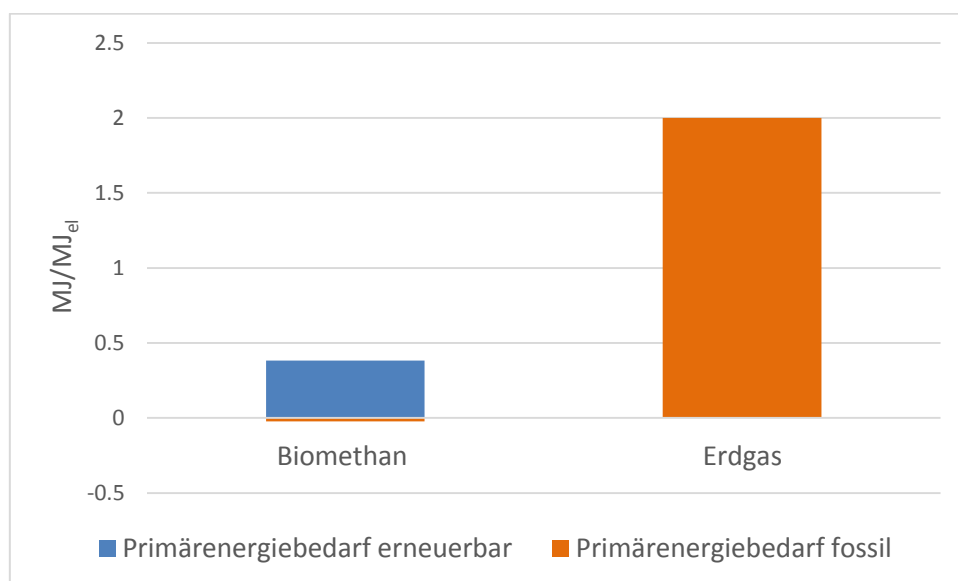


Abbildung 29: Primärenergiebedarf bei Verstromung in GuD-Kraftwerk

5 Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse

Umweltauswirkungen der Biomethanherzeugung

Bei der Erzeugung von Biogas aus biogenen Reststoffen entsteht Kohlendioxid in großen Mengen bei der Vergärung der Substrate im Fermenter. Diese CO₂-Emissionen werden jedoch in einer Ökobilanz, nach der CML-Methode, nicht als klimawirksam gewertet, da der Kohlenstoff aus erneuerbaren Quellen stammt. Den größten Anteil an den, für das Treibhauspotential (GWP₁₀₀) relevanten Emissionen bei der Biomethanherzeugung, haben die Methanverluste bei der Biogaserzeugung und Gasaufbereitung.

Die gesamten klimarelevanten THG-Emissionen bei der Biomethanherzeugung belaufen sich auf 336 g CO₂eq/kg Biomethan. Durch die Gärresteausbringung kann N-P-K-Mineraldünger ersetzt werden, wodurch THG-Emissionen in der Höhe von 279 g CO₂eq/kg Biomethan, welche bei der Düngerherstellung anfallen würden, gutgeschrieben werden können. Damit ergibt sich ein Treibhauspotential von 58 g CO₂eq/kg Biomethan für den Prozess der Biomethanherzeugung.

Im Zuge einer Sensitivitätsanalyse wurde, auf der Varianz der Rahmenbedingungen basierend, ein Best-Case-Szenario mit den geringsten THG-Emissionen, einem Worst-Case-Szenario mit den maximal möglichen THG-Emissionen gegenübergestellt. Im Best-Case-Szenario ergibt sich mit -60 g CO₂eq/kg Biomethan eine treibhausgasreduzierende Bilanz, im Worst-Case-Szenario ist mit THG-Emissionen von 216 g CO₂eq/kg Biomethan zu rechnen. Dieser relativ hohe Unsicherheitsbereich für die Wirkkategorie Treibhauspotential der Biomethanherzeugung ergibt sich hauptsächlich durch den großen Einfluss der Variabilität der Methanverluste auf die Gesamtbilanz.

Der Primärenergieverbrauch für die Biomethanherzeugung ist mit etwa 0,2 MJ/MJ Biomethan relativ hoch, hat aber in der Ökobilanz wenig Einfluss auf die Umweltwirkungen, da die Biogasanlage zu 100% Ökostrom verwendet. Um den Einfluss der Art des verwendeten Stroms auf den energieintensiven Prozess der Gasaufbereitung darzustellen wurde im Modell der österreichische Strommix (ca. 80% erneuerbare Quellen, Stand 2014), an Stelle des tatsächlich eingesetzten Ökostroms verwendet. Dadurch würden sich mit 224 g CO₂eq/kg Biomethan, statt 58 g CO₂eq/kg Biomethan ein deutlich höheres THG-Potential für das erzeugte Biomethan ergeben. Die bei der Gärresteausbringung entstehenden Ammoniakemissionen sind zu über 90% für das Eutrophierungspotential in der Höhe von 2,4 g PO₄³⁻eq/kg Biomethan und ein Versauerungspotential von 10,2 g SO₂eq/kg Biomethan verantwortlich.

Umweltauswirkungen Strom- und Wärmeerzeugung im BHKW

Die größten Verursacher des Treibhauspotentials der Strom- und Wärmeerzeugung sind die Methanverluste der Biogaserzeugung und der Methanschluß im BHKW. Die gesamten THG-Emissionen für die Strom- und Wärmeerzeugung ergeben sich zu 96 g CO₂eq/kg Rohbiogas. Werden

die Gutschriften für den Mineraldüngerersatz mitberücksichtigt, so ergibt sich eine mit $-24 \text{ g CO}_2\text{eq/kg}$ Rohbiogas treibhausgasreduzierende Bilanz für die Strom- und Wärmeerzeugung. Durch die Erstellung eines Best-Case-Szenarios mit möglichst geringen Emissionen und eines Worst-Case-Szenarios mit maximal möglichen Emissionen konnte aufgrund der Datenunsicherheiten ein Bereich von -74 bis $45 \text{ g CO}_2\text{eq/kg}$ Rohbiogas ermittelt werden. Die Ammoniakemissionen der Gärresteausbringung und die NO_x -Emissionen des BHKWs sind hauptsächlich für das Eutrophierungspotential in der Höhe von $1,2 \text{ g PO}_4^{3-}\text{eq/kg}$ Rohbiogas und das Versauerungspotential von $5,1 \text{ g SO}_2\text{eq/kg}$ Rohbiogas verantwortlich.

Bei flexibler Stromerzeugung nach Stundenfahrplan oder der Bereitstellung von Regelenergie ändern sich die berechneten THG-Emissionen gegenüber der Grundlaststromerzeugung nur bei einem gegebenenfalls erforderlichen Teillastbetrieb signifikant. So ist bei einem Teillastbetrieb aufgrund der höheren Methanemissionen mit um $26 \text{ g CO}_2\text{eq/kg}$ Rohbiogas höheren THG-Emissionen zu rechnen.

Vergleich verschiedener Möglichkeiten der Energieerzeugung

Ein direkter Vergleich der Ergebnisse zu den Umweltauswirkungen der Biomethanerzeugung und der Strom- und Wärmeerzeugung gestaltete sich aufgrund des unterschiedlichen Nutzens der erzeugten Energie, als schwierig. Es zeigte sich, dass bei der Strom- und Wärmeerzeugung im BHKW geringere THG-Emissionen je kWh_{el} zu erwarten sind, als bei der Verstromung von Biomethan als Erdgasersatz in einem GuD-Kraftwerk. Der Grund für die geringeren Emissionen bei direkter Verstromung im BHKW liegt daran, dass keine THG-Emissionen durch die Gasaufbereitung zu Biomethan entstehen.

Wird Biomethan als Ersatz für Erdgas betrachtet, so ergibt sich ein enormes Einsparungspotential an THG-Emissionen. Bei der Stromerzeugung in einem GuD-Kraftwerk fallen bei Erdgas als Energieträger $421 \text{ g CO}_2\text{eq/kWh}_{\text{el}}$ an THG-Emissionen an. Durch den Ersatz von Erdgas durch Biomethan ist eine mit $7 \text{ g CO}_2\text{eq/kWh}_{\text{el}}$, nahezu klimaneutrale Stromerzeugung möglich.

6 Schlussfolgerungen und Ausblick

Im Zuge dieser Arbeit hat sich gezeigt wie Wichtig ein sorgfältiges methodisches Vorgehen bei der Erstellung einer Ökobilanz ist. So war es speziell in der Anfangsphase ein zentrales Thema die Fragestellung der Zielsetzung und des Untersuchungsrahmens laufend kritisch zu hinterfragen und dahingehend zu ändern, dass eine Ökobilanz durchgeführt werden kann, aus der dann aussagekräftige Schlüsse gezogen werden können.

Nachfolgend betrachtet war es von enormer Bedeutung für die Aussagekraft der Ergebnisse, dass die Systemgrenze um das zur Vergärung verwendete Substrat erweitert wurde, was ursprünglich nicht vorgesehen war, aber, wie sich später gezeigt hat, einen großen Einfluss auf die Umweltwirkungen und auch auf die Vergleichbarkeit mit anderen Energieträgern hat.

Das Allokationsproblem, wie mit den Gutschriften der Gärreste, für vermiedenen Mineraldünger, in der ökobilanziellen Bewertung umgegangen werden soll ist und bleibt sehr diskussionswürdig. Durch eine sensible Vorgehensweise und die Inklusion dieser Thematik in den Untersuchungsrahmen konnten wichtige Aussagen über den Einfluss auf die Gesamtergebnisse getroffen werden. Daraus ergibt sich, als eine Schlussfolgerung dieser Arbeit, dass die stoffliche Nutzung der Biomasse als Dünger im Anschluss an die energetische Nutzung zur Biogaserzeugung, bei der die wichtigen Hauptnährstoffe zum großen Teil erhalten bleiben, wesentlich zum geringen Treibhauspotential der Biogastechnologie beiträgt, allerdings nur solange man von einer konventionellen Landwirtschaft ausgeht, welche Mineraldünger einsetzt, welcher durch Gärreste substituiert werden kann. Die Gutschriften würden bei einer biologischen Landwirtschaft wegfallen und damit das Verhältnis teilweise sogar stark verschieben.

In diesem Zusammenhang lässt sich zur Bewertung von Energie aus Biomasse sagen, dass auf die vor- und nachgelagerten land- oder forstwirtschaftlichen Prozesse stärker und vor allem branchenübergreifend eingegangen werden muss, da deren Umweltwirkungen vor allem auch in den Kategorien Eutrophierung, Versauerung, Landnutzungsänderungen, Biodiversität, Erosion, usw. beträchtlich sein können. Es darf auf keinen Fall nur das Treibhauspotential als Grundlage für eine ökologische Bewertung oder Entscheidung herangezogen werden.

Neben der Gutschrift für den Düngewert der Gärreste haben die Methanverluste bei Biogaserzeugung, Gasaufbereitung und Verstromung im BHKW großen Einfluss auf die Klimawirksamkeit der untersuchten Betriebsweisen der Biogasanlage. Bei den Methanverlusten der Gasreinigung konnte auf einzuhaltende Grenzwerte und auf Daten vom Anlagenbetreiber zurückgegriffen werden, während die Daten für die Methanverluste bei der Biogaserzeugung und der Verstromung im BHKW auf Schätzungen auf Basis von Literaturdaten beruhen. Aus diesen Datenunsicherheiten, ergaben sich

relativ hohe Schwankungsbereiche für die Ergebnisse in der Wirkkategorie Treibhausgaspotential. Für zukünftige ökobilanzielle Betrachtungen von Biogasanlagen gilt es daher den Datengrundlagen der Methanverluste besondere Aufmerksamkeit zu schenken.

Bei der Untersuchung des Treibhauspotentials der Gasaufbereitung, ist es ein bemerkenswertes Ergebnis, dass das vom Rohbiogas abgetrennte Kohlendioxid mengenmäßig um den Faktor zehn höher ist, als die THG-Emissionen der Biomethanherzeugung in Kohlendioxidäquivalenten. Das abgetrennte Kohlendioxid wird nicht als klimawirksam bilanziert, da es aus erneuerbaren Quellen stammt. Bei einer weiteren Nutzung des abgetrennten Kohlendioxids ergibt sich ein großes zusätzliches THG-Einsparungspotential. Laut Anlagenbetreiber ist es derzeit aber aufgrund von abfallrechtlichen Bestimmungen nicht möglich, das abgetrennte Kohlendioxid beispielsweise als gasförmigen Pflanzendünger in Gewächshäusern zu verwenden, sondern muss in die Atmosphäre eingeleitet werden. Als Schlussfolgerung aus der durchgeführten Ökobilanz werden weitere Bemühungen, das abgetrennte Kohlendioxid zu nutzen, oder nutzen zu dürfen, dringend empfohlen.

Eine Entscheidung, ob eine flexible Stromerzeugung, die Bereitstellung von Regelenergie oder die Gasaufbereitung zu Biomethan aufgrund der dabei auftretenden Umweltwirkungen zu bevorzugen ist, kann weder allgemein, noch für die untersuchte Biogasanlage getroffen werden, da die unterschiedlichen Energieformen, oder –dienstleistungen (flexibel erzeugter Strom, Regelleistung, Biomethan) einen sehr unterschiedlichen Nutzen aufweisen. Trotzdem kann die, im Rahmen dieser Diplomarbeit durchgeführte Ökobilanz, einen wichtigen Beitrag zur Einschätzung der Umweltwirkungen der verschiedenen Betriebsformen leisten.

Der große Vorteil der Biogaserzeugung ist, dass auch biogene Reststoffe noch einer energetischen Nutzung zugeführt werden können, welche aufgrund ihres hohen Wassergehaltes für eine thermische Nutzung nicht geeignet sind und deren Nährstoffe zum Großteil für eine weitere stoffliche Nutzung erhalten bleiben. Daher werden Biogasanlagen auch zukünftig eine wichtige Rolle im Konzert der technischen Möglichkeiten der energetischen Biomassennutzung spielen.

6.1 Vorschläge für Nachgearbeiten:

Ausgehend von der Erkenntnis, dass der Einfluss der Düngewirkung der Gärreste sehr hoch ist, aber keine konsistente Empfehlung vorliegt, wie in Ökobilanzen über Energie aus Biomasse damit umgegangen werden soll, erscheint es sinnvoll, dies in weiteren Arbeiten zu untersuchen. Die hohen Gutschriften bei den THG-Emissionen für die Biogaserzeugung, ergeben sich durch die Substitution von Mineraldünger durch Gärreste. Da auch die Landwirtschaft einem stetigen Wandel unterworfen ist und einen Beitrag zur Reduktion der THG-Emissionen leisten muss, ist zukünftig von einem effizienteren Einsatz von Düngemitteln, oder einem vermehrten Verzicht auf Mineraldünger, nach

dem Vorbild der ökologischen Landwirtschaft auszugehen. Daher ist eine interdisziplinäre Betrachtung der Stoffkreisläufe mit den Berührungspunkten zwischen Bioenergieerzeugung und Landnutzungsänderungen sicher auch in dieser Hinsicht interessant. Auch Untersuchungen über den Einfluss der Ausbringung von Gärresten auf die Humusbilanz der Böden könnten neue Erkenntnisse für die ökologische Bewertung bringen.

Welchen Einfluss haben abfallverwertende Biogasanlagen auf regionale Kreisläufe? Welche biogenen Reststoffe stehen zukünftig in welchem Ausmaß zur Verfügung? Mit steigender Nutzung dieser sogenannten Reststoffe entsteht ein immer größeres Spannungsfeld zwischen Abfallvermeidung und der Abhängigkeit der Biogasbranche von biogenen Reststoffen, welches es kritisch zu betrachten gilt.

Aufbauend auf dieser Ökobilanz wäre es interessant die verschiedenen Nutzungsmöglichkeiten von Biomethan, als Ersatz von Erdgas oder anderen fossilen Energieträgern in einer Ökobilanz zu untersuchen. So könnte beispielsweise das THG-Einsparungspotential von Biomethan als Treibstoff, gegenüber Erdgas, Benzin oder Diesel, in einer Ökobilanz quantifiziert werden. Dies wäre für Biogasanlagen welche standortbedingt nicht ans Erdgasnetz angeschlossen werden können von besonderem Interesse.

Notations- und Abkürzungsverzeichnis

BHKW	Blockheizkraftwerk
C	Kohlenstoff
c_{CH_4}	Konzentration Methan
CH_4	Methan
CML	Centrum voor Milieukunde Leiden
CO_2	Kohlendioxid
CO_2eq	Kohlendioxidäquivalent
CSB	chemischer Sauerstoffbedarf
d	day
EPEX	European Power Exchange
GuD	Gas- und Dampfkraftwerk
GWP_{100}	Global Warming Potential (Bilanzzeitraum 100 Jahre)
H_2O_2	Wasserstoffperoxid
H_2S	Schwefelwasserstoff
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
K	Kalium
km	Kilometer
kW	Kilowatt
kWh_{el}	Kilowattstunde elektrisch
K_2O	Kaliumoxid
LCA	Life Cycle Assessment
l_{STP}	Liter Standard Temperature and Pressure
MJ	Megajoule
MJ_{el}	Megajoule elektrisch
N	Stickstoff
NaOH	Natriumhydroxid
NH_3	Ammoniak
Nm^3	Normkubikmeter
NMHC	nonmethane hydrocarbons
NO_x	Stickoxide
N_2O	Lachgas
P	Phosphor
$\text{PO}_4^{3-}\text{eq}$	Phosphatäquivalent
P_2O_5	Phosphorpentoxid
SO_2eq	Sulfatäquivalent

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Typische Zusammensetzung von Biogas	9
Tabelle 2: Qualitätsanforderungen für die Einspeisung von Biomethan	10
Tabelle 3: Wärmebedarf der Anlage	34
Tabelle 4: Strombedarf der Gasaufbereitung.....	36
Tabelle 5: CH₄- und NO_x-Emissionen bei Teillast	38
Tabelle 6: Abgasgrenzwerte des BHKWs	38
Tabelle 7: spezifische Abgasgrenzwerte des BHKWs	39
Tabelle 8: Wirkungsgrade der BHKW-Aggregate.....	39
Tabelle 9: vermiedene Treibhausgasemissionen durch Mineraldüngerersatz	40
Tabelle 10: vermiedener Primärenergieverbrauch durch Mineraldüngerersatz.....	41
Tabelle 11: Wirkkategorien zur Wirkungsabschätzung.....	43
Tabelle 12: Datenunsicherheiten der sensitiven Parameter der THG-Emissionen der Biomethanerzeugung.....	49
Tabelle 13: Primärenergiebedarf zur Herstellung/Abbau von Mineraldüngern	53
Tabelle 14: Datenunsicherheiten der sensitiven Parameter der THG-Emissionen der Strom- und Wärmeerzeugung im BHKW	59

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Entwicklung des weltweiten Primärenergieverbrauchs nach Energieträgern.....	4
Abbildung 2: Verfahrensablauf bei der Biogaserzeugung	7
Abbildung 3: Möglichkeiten der Flexibilisierung für Biogasanlagen.....	15
Abbildung 4: Day-ahead-Auktion, Darstellung des typischen Verlaufs am Markt	18
Abbildung 5: 4-Phasen der Ökobilanz (DIN ISO 14040).....	21
Abbildung 6: Technische Systemgrenze.....	24
Abbildung 7: Einteilung des modellierten Systems in Subsysteme.....	31
Abbildung 8: Substrateinsatz im Betriebsjahr 2015	33
Abbildung 9: Volumenstrombilanz über die Membrantrennung.....	37
Abbildung 10: GWP ₁₀₀ von biogenen und nicht biogenen THG-Emissionen der Biomethanerzeugung.....	46
Abbildung 11: GWP ₁₀₀ der Biomethanerzeugung	47
Abbildung 12: GWP ₁₀₀ der Biomethanerzeugung	48
Abbildung 13: Sensitivitätsanalyse THG-Emissionen der Biomethanerzeugung	50
Abbildung 14: Zusammensetzung des AT-Strommix 2014	51
Abbildung 15: Vergleich der THG-Emissionen bei Ökostrom und AT-Strommix 2014.....	52
Abbildung 16: Primärenergiebedarf der Biomethanerzeugung	53
Abbildung 17: Primärenergiebedarf der Biomethanerzeugung mit AT-Strommix 2014.....	54
Abbildung 18: Eutrophierungspotential	55
Abbildung 19: Versauerungspotential.....	56
Abbildung 20: Biogenes CO ₂ im Offgas	57
Abbildung 21: Treibhausgasemissionen der Strom-und Wärmeerzeugung im BHKW.....	59
Abbildung 22: Sensitivität der Treibhausgasemissionen der Strom-und Wärmeerzeugung im BHKW	60
Abbildung 23: Abhängigkeit der CH ₄ - und NO _x -Emissionen von Lastverhalten.....	61

Abbildung 24: THG-Emissionen der Strom- und Wärmeerzeugung im BHKW in Abhängigkeit des Lastverhaltens	61
Abbildung 25: Eutrophierungspotential der Strom- und Wärmeerzeugung im BHKW	62
Abbildung 26: Versauerungspotential der Strom- und Wärmeerzeugung im BHKW	63
Abbildung 27: elektrische und thermische Energieerzeugung	65
Abbildung 28: THG-Emissionen bei Verstromung im GuD-Kraftwerk	66
Abbildung 29: Primärenergiebedarf bei Verstromung in GuD-Kraftwerk	66

Literaturverzeichnis

Arnold, K.; Dienst, C.; Lechtenböhrer, S. (2010): Integrierte Treibhausgasbewertung der Prozessketten von Erdgas und industriellem Biomethan in Deutschland. In: *Environ Sci Eur* 22 (2), S. 135–152. DOI: 10.1007/s12302-010-0125-6.

Aschmann, V.; Effenberger, M.; Gronauer, A. (2010): Kohlenwasserstoffverbindungen im Abgas biogasbetriebener Blockheizkraftwerke. In: *Landtechnik* 65, Nr. 5, S. 338-341.

Aschmann, V. (2014): Anforderungen der Flexibilisierung an die BHKW-Technik. Müller-BBM GmbH. In: Biogas Fachtagung Thüringen, 20.03.2014, Erfurt.

Awe, Olumide Wesley; Zhao, Yaqian; Nzihou, Ange; Minh, Doan Pham; Lyczko, Nathalie (2017): A Review of Biogas Utilisation, Purification and Upgrading Technologies. In: *Waste Biomass Valor* 8 (2), S.267-283. DOI: 10.1007/s12649-016-9826-4.

Bachmaier, J.; Bayer, K.; Gronauer, A.; Friedl, G.; Rauh, S.; Pahl, H. (2017): Treibhausgasemissionen der Energieproduktion aus Biogas. In: *Biogas Forum Bayern*, Nr. V-3/2009.

Bachmaier, Johannes (2012): Treibhausgasemissionen und fossiler Energieverbrauch landwirtschaftlicher Biogasanlagen. Dissertation. Universität für Bodenkultur, Wien.

Basshuysen, R. (Hrsg.); Bargende, M. und 55 Mitautoren, (2015): Erdgas und erneuerbares Methan für den Fahrzeugantrieb. Springer, Wiesbaden. DOI 10.1007/978-3-658-07159-2_4

Bio(FLEX)Net: FFG-Projekt: Bio(FLEX)Net (2015-2018): Entwicklung eines technisch-ökonomisch optimierten Gesamtkonzeptes zur flexiblen Stromspeisung aus Biogasanlagen. TU-Wien: Projektnummer 848937.

Bost, Mark; Aretz, Astrid; Hirschl, Bernd (2014): Flexible Bioenergienutzung als Schlüsselement zur Integration der Erneuerbaren Energien in das Energiesystem. In: *uwf* 22 (1), S. 71–78. DOI: 10.1007/s00550-014-0307-6.

Boucher, O. (2012): Comparison of physically- and economically-based CO₂ equivalences for methane. In: *Earth Syst. Dynam.* 3 (1), S. 49–61. DOI: 10.5194/esd-3-49-2012.

Bühle, Lutz; Stülpnagel, R.; Wachendorf, M. (2011): Comparative life cycle assessment of the

integrated generation of solid fuel and biogas from biomass (IFBB) and whole crop digestion (WCD) in Germany. In: *Biomass and Bioenergy* 35 (1), S. 363–373. DOI: 10.1016/j.biombioe.2010.08.056.

DIN EN ISO 14040, (2006): Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen.

DIN EN ISO 14044, (2006): Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen.

Dieckmann, C.; Lamp, A.; Schmidt, LM.; Andersen, L.; Baetge, S.; Kaltschmitt, M. (2018): Von der Biogasanlage zur Bioraffinerie – Perspektiven für zukünftige Biogasanlagenkonzepte. *Zeitschrift für Energiewirtschaft* 42: 235. <https://doi.org/10.1007/s12398-018-0233-3>

Dumsch, C.; Tenscher, W.; (2002): Vergleichende Öko-und Energiebilanzen von Grünem GasTM. In: *Bornimer Agrartechnische Berichte* 32, S. 117-126. Potsdam-Bornim.

Energie-Control Austria, (2017): Stromkennzeichnungsbericht, Wien

EPEX SPOT, (2013): Marktdaten Auktionenhandel 30.01.2018
<https://www.epexspot.com/de/marktdaten/dayaheadauktion/chart/auction-chart/2018-01-30/DE/1d/30d>, abgerufen am: 29.01.2018.

Faulstich, M.; Greiff, K. B. (2008): Klimaschutz durch Biomasse. In: *Environ Sci Eur* 20 (3), S. 171–179. DOI: 10.1007/s12302-008-0008-2.

Feifel, S.; Walk, W.; Wursthorn, S. (2010): Die Ökobilanz im Spannungsfeld zwischen Exaktheit, Durchführbarkeit und Kommunizierbarkeit. In: *Environ Sci Eur* 22 (1), S. 46–55. DOI: 10.1007/s12302-009-0107-8.

Freyer, B.; Dorninger, M., (2008): Bio-Landwirtschaft und Klimaschutz in Österreich. Institut für Ökologischen Landbau, Universität für Bodenkultur, Wien

Gärtner, S.; Münch, J.; Reinhardt, G.; Vogt, R., (2008): Materialband: E, Ökobilanzen, In: Nachhaltiger Biogasausbau, BMU-Forschungsvorhaben: „Optimierungen für einen nachhaltigen Ausbau der Biogaserzeugung und –nutzung in Deutschland“, FKZ: 0327544, IFEU-Institut, Heidelberg.

Götz, P.; Henkel, J.; Lenck, T.; Lenz, K.: Negative Strompreise -Ursachen und Wirkungen, Agora Energiewende, Berlin.

Günther, R.; Wilhelmi, H.; Janisch, G.; Kleine, R.; Tietze, H., (1974): Verbrennung und Feuerungen, In: Springer-Verlag Berlin, Heidelberg.

Hahn, Henning; Krautkremer, Bernd; Hartmann, Kilian; Wachendorf, Michael (2014): Review of concepts for a demand-driven biogas supply for flexible power generation. In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 29, S. 383–393. DOI: 10.1016/j.rser.2013.08.085.

Hahn, Henning; Hartmann, Kilian; Bühle, Lutz; Wachendorf, Michael (2015): Comparative life cycle assessment of biogas plant configurations for a demand oriented biogas supply for flexible power generation. In: *Bioresource technology* 179, S. 348–358. DOI: 10.1016/j.biortech.2014.12.007.

Harasek, M.; Miltner, M.; Makaruk, O.; Schlager, R., (2007): Gaspermeation für die Biogasaufbereitung -das Netzeinspeisungs-Projekt Bruck/Leitha, die größte Biomethanproduktion Österreichs. In: *Chemie Ingenieur Technik*, Volume 79, Issue 9, S. 1334-1335. DOI: 10.1002/cite.200750405.

Häring, G.; Sonnleitner, M.; Wiedemann, L.; Zörner, W.; Aschmann, V. (2017): Technische Anforderungen an Biogasanlagen für die flexible Stromerzeugung. In: *Biogas Forum Bayern*, Nr. IV-12/2013.

Hijazi, O.; Munro, S.; Zerhusen, B.; Effenberger, M. (2016): Review of life cycle assessment for biogas production in Europe. In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 54, S. 1291–1300. DOI: 10.1016/j.rser.2015.10.013.

Hinterberger, R.; (2015): Flexibilitäten zwischen Strom und Erdgas (Power-To-Gas), Berichte aus Energie- und Umweltforschung, 22/2015. Bundesministerium für Verkehr Innovation und Technologie, Wien.

Holzhammer, U.; Krautkremer, B.; Jentsch, M.; Kasten, J., (2016): Beitrag von Biogas zu einer verlässlichen erneuerbaren Stromversorgung, Fraunhofer-Institut für Windenergie und Energiesystemtechnik (IWES), Kassel

Hornbacher, D.; Hutter, G.; Moor, D., (2005): Biogas-Netzeinspeisung. In: *Berichte aus Energie- und Umweltforschung* 19/2005, Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie, Wien.

Hundt, B. (2010): Energie- und Klimateffizienz von Biogasanlagen mit Biogasaufbereitung und -einspeisung unter Nutzung von Silomais. Untersuchungen am Beispiel der Biogasanlage der HSE AG

in Darmstadt-Wixhausen. Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement an der Justus-Liebig-Universität Gießen. Gießen.

IPCC, (2013): *Summary for Policymakers*. In: T. F. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex, P. M. Midgley (Hrsg.): *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York.

Jungbluth et al. 2007

Jungbluth, N.; Faist Emmenegger, M.; Dinkel, F.; Stettler, C.; Doka, G.; Chudacoff, M.; Dauriat, A.; Gnansounou, E.; Spielmann, M.; Sutter, J.; Kljun, N.; Keller, M.; Schleiss, K., (2007): Life Cycle Inventories of Bioenergy. In:ecoinvent report No. 17, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Uster

Kaltschmitt, M.; Streicher, W.; Wiese, A.; (Hrsg.) (2006): Erneuerbare Energien, 4. Aufl. Springer, Berlin, Heidelberg.

Kaltschmitt, M., Hartmann, H., Hofbauer, H. (Hrsg.) (2009): Energie aus Biomasse, 2. Aufl. Springer, Berlin, Heidelberg

Kaltschmitt, M.; Schebek, L.; (Hrsg.) (2015): Umweltbewertung für Ingenieure, Springer, Berlin, Heidelberg.

Klöpffer, W.; Grahl, B. (2009): Ökobilanz (LCA). WILEY-VCH, Weinheim

Koerber, K.; Kretschmer, J.; Prinz, S.; Dasch, E. (2009): Globale Nahrungssicherung für eine wachsende Weltbevölkerung – Flächenbedarf und Klimarelevanz sich wandelnder Ernährungsgewohnheiten. In: *J. Verbr. Lebensm.* 4 (2), S. 174–189. DOI: 10.1007/s00003-009-0486

Lauer, M.; Dotzauer, M.; Nebel, E.; Postel, J.; Hennig, C.; Lehmann, M.; „Ermittlung eines technisch-ökonomisch optimierten Betriebs flexibler Biogasanlagen“ Deutsches Biomasseforschungszentrum, 2015.

Lauer, Markus; Dotzauer, Martin; Hennig, Christiane; Lehmann, Monique; Nebel, Eva; Postel, Jan et al. (2017): Flexible power generation scenarios for biogas plants operated in Germany. Impacts on economic viability and GHG emissions. In: *Int. J. Energy Res.* 41 (1), S. 63–80.

Liebetrau, Jan; Clemens, Joachim; Cuhls, Carsten; Hafermann, Carsten; Friehe, Jörg; Weiland, Peter; Daniel-Gromke, Jaqueline (2010): Methane emissions from biogas-producing facilities within the agricultural sector. In: *Eng. Life Sci.* 10 (6), S. 595–599. DOI: 10.1002/elsc.201000070.

Meier, B. (2014): Energieaufwand für Gaskomprimierung. Hochschule für Technik Rapperswil, Institut für Energietechnik, Rapperswil.

Miltner, M.; Marakuk, A.; and Krischan, J.; Harasek, M. (2012): Chemical-oxidative scrubbing for the removal of hydrogen sulphide from raw biogas: potentials and economics. In: *Water Science and Technology* 66.6, S. 1354-1360. DOI: 10.2166/wst.2012.329

Miltner, Martin; Makaruk, Alexander; Harasek, Michael (2017): Review on available biogas upgrading technologies and innovations towards advanced solutions. In: *Journal of Cleaner Production* 161, S. 1329–1337. DOI: 10.1016/j.jclepro.2017.06.045.

Mollenhauer, K.; Tschöcke, H.;(Hrsg.) (2007): Handbuch Dieselmotoren, 3. Auflage, Springer, Berlin, Heidelberg.

Ortwein, Andreas; Krautz, Alexander; Szarka, Nora; Braun, Julian; Dotzauer, Martin; Wurdinger, Kerstin (Hrsg.) (2014): Einsatz von Biomasse zur bedarfsgerechten Energieerzeugung. Endbericht. Gülzow-Prüzen: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR) (Schriftenreihe nachwachsende Rohstoffe, 32).

Peters, Lena; Uhlenhut, Frank; Biernacki, Piotr; Steinigeweg, Sven (2018): Aktueller Stand der Flexibilisierungskonzepte von Biogasanlagen zur Abdeckung der Residuallast. In: *Chemie Ingenieur Technik* 90 (1-2), S. 36–46. DOI: 10.1002/cite.201700101.

Pöschl, Martina; Ward, Shane; Owende, Philip (2010): Evaluation of energy efficiency of various biogas production and utilization pathways. In: *Applied Energy* 87 (11), S. 3305–3321. DOI: 10.1016/j.apenergy.2010.05.011.

Ravina, Marco; Genon, Giuseppe (2015): Global and local emissions of a biogas plant considering the production of biomethane as an alternative end-use solution. In: *Journal of Cleaner Production* 102, S. 115–126. DOI: 10.1016/j.jclepro.2015.04.056.

Resch, G.; Burgholzer, B.; Totschnig, G.; Lettner G.; Auer, H.; Geipel, J. Haas, R. (2017): Stromzukunft Österreich 2030. Technische Universität Wien, Energy Economics Group, Wien.

Righelato, Renton; Spracklen, Dominick V. (2007): Environment. Carbon mitigation by biofuels or by saving and restoring forests? In: *Science (New York, N.Y.)* 317 (5840), S. 902. DOI: 10.1126/science.1141361.

Ryckebosch, E.; Drouillon, M.; Vervaeren, H. (2011): Techniques for transformation of biogas to biomethane. In: *Biomass and Bioenergy* 35 (5), S. 1633–1645. DOI: 10.1016/j.biombioe.2011.02.033.

Schmehl, M.; Hesse, M.; Geldermann, J. (2012): Ökobilanzielle Bewertung von Biogasanlagen. Georg-August-Universität Göttingen.

Schmidhalter, U.; Felber, M. (2012): Ammoniak-Verluste aus Mineraldüngern – Versuchsergebnisse auf mitteleuropäischen Standorten. Technische Universität München.

Scholz, Marco; Melin, Thomas; Wessling, Matthias (2013): Transforming biogas into biomethane using membrane technology. In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 17, S. 199–212. DOI: 10.1016/j.rser.2012.08.009.

Sun, Qie; Li, Hailong; Yan, Jinying; Liu, Longcheng; Yu, Zhixin; Yu, Xinhai (2015): Selection of appropriate biogas upgrading technology-a review of biogas cleaning, upgrading and utilisation. In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 51, S. 521–532. DOI:

Szarka, Nora; Scholwin, Frank; Trommler, Marcus; Fabian Jacobi, H.; Eichhorn, Marcus; Ortwein, Andreas; Thrän, Daniela (2013): A novel role for bioenergy. A flexible, demand-oriented power supply. In: *Energy* 61, S. 18–26. DOI: 10.1016/j.energy.2012.12.053.

Thünauer, Georg (2013): Energieaufwand und Energieeffizienz von konventionellen und biologischen Fruchtfolgen in der Südsteiermark im Wasserschongebiet. Masterarbeit. Universität für Bodenkultur, Wien.

Trommler, M.; Dotzauer, M.; Barchmann, T.; Matthischke, S.; Brosowski, A.; Keil, A.; Gerigk, U.; Lange, C.; Kretschmer, K. (2016): Regio-Balance – Bioenergie-Flexibilisierung als regionale Ausgleichsoption in deutschen Stromverteilernetzen, Endbericht FKZ 03KB087A und 03KB087B, Deutsches Biomasseforschungszentrum gemeinnützige GmbH (DBFZ), Leipzig.

UN Agenda 2030, „Transformation unserer Welt: die Agenda 2030 für nachhaltige Entwicklung“, 2015.

Zhou, Kui; Chaemchuen, Somboon; Verpoort, Francis (2017): Alternative materials in technologies for Biogas upgrading via CO₂ capture. In: Renewable and Sustainable Energy Reviews 79, S. 1414-1441. DOI: 10.1016/j.rser.2017.05.198.

Zölsmann, H.; Mielke, A.; Fischer, S.; Marx, C.; Effenberger, M.; Huber, B. (2017): Entschwefelung von Biogas in landwirtschaftlichen Biogasanlagen. In: Biogas Forum Bayern, Nr. IV-10/2017

Anhang

Verwendete Prozesse für Modellierung mit GaBi:

Prozessmodule können durch die GUID-Nummer eindeutig identifiziert werden.

Activated Carbon: {F763690D-1A10-4A6D-8F6D-FEC5C46D8088}

AT: Electricity grid mix: {97FFC1D1-F781-4653-B32B-A0CF5A9F070D}

Electricity from natural gas: {9B5604BF-64CE-45EE-98FB-FD796DE5D83E}

Heat 28: {DB009011-338F-11DD-BD11-0800200C9A66}

Hydrogen peroxide: {3427DB92-2DDC-4A05-94E0-C1821A401B94}

Lorry EU 28: {B444F4D3-3393-11DD-BD11-0800200C9A66}

Natural gas mix: {08045C27-253A-4DBD-9AC8-C148EC809460}

Rain Water: {18696C12-A1C1-4E8D-B077-40C0E52FF073}

Sodium hydroxide: {F5C6574A-7F2F-45B0-B079-95CC05ECC816}