

Ökobilanzielle Bewertung von Biogasanlagen

unter Berücksichtigung der niedersächsischen
Verhältnisse

Dipl. Geoökol. Meike Schmehl
Dipl. Forstw. Martina Hesse
Prof. Dr. Jutta Geldermann

Research Paper Nr. 11
Göttingen, April 2012

ISSN 1867-0121

erstellt im Auftrag des Niedersächsischen Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft,
Verbraucherschutz und Landesentwicklung

in Zusammenarbeit mit

Dr. Marie-Luise Rottmann-Meyer, Dipl.-Agr.-Ing Alexander Hegger
3N Kompetenzzentrum Niedersachsen

Göttingen, 2012

ISSN 1867-0121

Herausgeber:
Schwerpunkt Unternehmensführung
Wirtschaftswissenschaftliche Fakultät
Georg-August-Universität Göttingen

Prof. Dr. Jutta Geldermann (Produktion und Logistik)
Prof. Dr. Lutz M. Kolbe (Informationsmanagement)
Prof. Dr. Michael Wolff (Management und Controlling)
Dr. Gordon Müller-Seitz (Organisation und Unternehmensführung)

Platz der Göttinger Sieben 3, D-37073 Göttingen
Web www.wiwi.uni-goettingen.de/man

Kontakt:

Prof. Dr. Jutta Geldermann
Professur für Produktion und Logistik
Wirtschaftswissenschaftliche Fakultät
Georg-August-Universität Göttingen

Platz der Göttinger Sieben 3
D-37073 Göttingen
Tel. +49 551 39 7257
Fax +49 551 39 9343

Mail produktion@wiwi.uni-goettingen.de
Web www.produktion.uni-goettingen.de

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	iv
Tabellenverzeichnis.....	v
Abkürzungsverzeichnis.....	vii
1. Einleitung.....	1
2. Methodische Grundlagen der ökobilanziellen Bewertung.....	2
2.1 Ökobilanz nach EN ISO 14040/44.....	2
2.1.1 Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens.....	3
2.1.2 Sachbilanz.....	3
2.1.3 Wirkungsabschätzung.....	5
2.1.4 Auswertung.....	5
2.2 Softwaretool zur Ökobilanzierung.....	6
3. Ziel und Untersuchungsrahmen.....	8
3.1 Hintergrund und Ziel der Studie.....	8
3.2 Durchführung der Studie.....	8
3.3 Zielgruppe.....	9
3.4 Allgemeines Produktionssystem.....	9
3.5 Untersuchte Produktionssysteme.....	10
3.6 Funktionelle Einheit.....	13
3.7 Vergleichssystem.....	13
3.8 Lebensweg und Systemgrenzen.....	13
3.9 Datenquellen.....	14
3.10 Kuppelprodukte und Allokationsverfahren.....	14
3.11 Betrachtete Szenarien.....	15
3.12 Methode der Wirkungsabschätzung.....	16
3.12.1 Klimawandel.....	16
3.12.2 Versauerung.....	17
3.12.3 Eutrophierung.....	17
3.12.4 Fossiler Ressourcenverbrauch.....	18
3.12.5 Energieressourcen.....	19
3.12.6 Landwirtschaftlicher Flächenbedarf.....	19

4.	Sachbilanz.....	20
4.1	Allgemeine Vorketten.....	20
4.1.1	Fossile Energieträger.....	20
4.1.2	Elektrische Energie.....	20
4.1.3	Transporte.....	21
4.2	Landwirtschaftliche Produktionssysteme.....	21
4.2.1	Besondere Aspekte der Sachbilanzierung landwirtschaftlicher Prozesse.....	21
4.2.1.1	Fruchtfolge.....	21
4.2.1.2	Stickstoffhaushalt.....	22
4.2.1.3	Landnutzungsänderungen.....	23
4.2.1.4	Landwirtschaftliche Vorketten.....	24
4.2.2	Landwirtschaftliche Produktion von Mais.....	27
4.2.3	Landwirtschaftliche Produktion von Corn-Cob-Mais (CCM).....	28
4.2.4	Landwirtschaftliche Produktion von Zuckerrüben.....	29
4.2.5	Landwirtschaftliche Produktion von Roggen-Ganzpflanzensilage.....	30
4.2.6	Landwirtschaftliche Produktion von Grassilage.....	31
4.2.7	Landwirtschaftliche Produktion von Getreide.....	32
4.2.8	Bewirtschaftung der Brache.....	32
4.3	Bereitstellung des Wirtschaftsdüngers.....	33
4.4	Sachaufwendungen für den Bau der Anlage.....	33
4.5	Transporte.....	33
4.5.1	Transport von Baustoffen.....	33
4.5.2	Transport von Wirtschaftsdünger.....	33
4.5.3	Transport des Gärrestes.....	34
4.6	Silier- und Lagerungsprozess.....	35
4.7	Konversion.....	35
4.8	Entschwefelung des Biogases.....	36
4.9	Direkte Methanemissionen der Anlage.....	36
4.10	Wärmenutzung.....	39
4.10.1	Beheizung von Gebäuden.....	39
4.10.2	Holz- und Getreidetrocknung.....	40
4.11	Äquivalenzprozesse der Gutschriften.....	41
4.11.1	Beheizung von Gebäuden.....	41
4.11.2	Holztrocknung.....	41
4.11.3	Getreidetrocknung.....	43

4.11.4	Melkstanddesinfektion	44
4.11.5	Substitution von Mineraldünger	45
4.11.6	Behandlung des Wirtschaftsdüngers	45
5.	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für das Basisszenario	47
5.1	Klimawandel	48
5.2	Versauerung	53
5.3	Eutrophierung.....	56
5.4	Fossiler Ressourcenverbrauch.....	59
5.5	Kumulierter Energieaufwand	62
5.6	Bedarf landwirtschaftlicher Fläche.....	65
6.	Sensitivitätsszenarien	66
6.1	Vorherige Fruchtfolge	67
6.2	Indirekte Landnutzungsänderung	70
6.3	Allokationsverfahren beim Kartoffelfruchtwasserkonzentrat-Dünger	71
6.4	Ammoniakoptimierte Ausbringung des organischen Düngers	72
6.5	Gärrestlager.....	73
7.	Auswertung	76
7.1	Einschränkungen	76
7.2	Signifikante Parameter	77
7.3	Beurteilung der Ergebnisse	78
7.4	Schlussfolgerungen.....	79
7.5	Empfehlungen	80
8.	Literatur.....	81
	Anhang	88

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Bestandteile einer Ökobilanz (DIN 2006b).....	3
Abbildung 2: Beispiel eines Produktionssystems für eine Sachbilanz (nach DIN 2006b).....	4
Abbildung 3: Konzept der Wirkungsindikatoren (DIN 2006a).....	5
Abbildung 4: Netzelemente in Umberto®	7
Abbildung 5: Allgemeines Prozessschema der Stromerzeugung aus Biogas	10
Abbildung 6: Systemgrenze bei Kuppelprodukten.....	15
Abbildung 7: Visualisierung von austretendem Gas an der Behälterwand (Kohne 2010).....	37
Abbildung 8: Undichter Behälterrand mit Schwefelablagerungen (Kohne 2010).....	37
Abbildung 9: Ergebnisse der Wirkungskategorie ‚Klimawandel‘ für das Basisszenario	48
Abbildung 10: Ergebnisse der Wirkungskategorie ‚Versauerung‘ für das Basisszenario	53
Abbildung 11: Ergebnisse der Wirkungskategorie ‚Eutrophierung‘ für das Basisszenario	56
Abbildung 12: Ergebnisse der Wirkungskategorie ‚Fossiler Ressourcenverbrauch‘ für das Basisszenario	59
Abbildung 13: Ergebnisse der Wirkungskategorie ‚Kumulierter Energieaufwand‘ für das Basisszenario	62
Abbildung 14: Ergebnisse der Wirkungskategorie ‚Landwirtschaftlicher Flächenbedarf‘ für das Basisszenario	65
Abbildung 15: Szenario ‚Vorherige Fruchtfolge‘ - Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die Kategorie ‚Klimawandel‘.....	68
Abbildung 16: Szenario ‚Vorherige Fruchtfolge‘ - Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die Kategorie ‚Versauerung‘.....	69
Abbildung 17: Szenario ‚iLUC‘ - Ergebnisse für die Wirkungskategorie ‚Klimawandel‘.....	70
Abbildung 18: Szenario ‚PPL‘ - Ergebnisse für die Wirkungskategorie ‚Klimawandel‘	71
Abbildung 19: Szenario ‚PPL‘ - Ergebnisse für die Wirkungskategorie ‚Versauerung‘	72
Abbildung 20: Szenario ‚NH ₃ -Opt‘ - Ergebnisse für die Wirkungskategorie ‚Versauerung‘	73
Abbildung 21: Szenarien ‚Gärrestlager‘: - Ergebnisse in der Wirkungskategorie ‚Klimawandel‘	75

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Landwirtschaftliche Charakterisierung der Regionen	11
Tabelle 2: Charakteristik der untersuchten Biogasanlagen.....	12
Tabelle 3: Treibhauspotenzial ausgewählter Gase (Zeitbezug 100 Jahre) (IPCC 2007).....	16
Tabelle 4: Versauerungspotenzial ausgewählter Gase (Klöpffer & Grahl 2007).....	17
Tabelle 5: Aquatisches und terrestrisches Eutrophierungspotenzial ausgewählter Emissionen (Klöpffer & Grahl 2007)	18
Tabelle 6: Rohöläquivalenzfaktoren für fossile Energieträger (Klöpffer & Grahl 2007)	18
Tabelle 7: Energieträgermix 2010 (UBA 2011)	20
Tabelle 8: Energieträgermix für das Vergleichssystem Marginalstrom nach Memmler et al. (2011) ..	21
Tabelle 9: CO ₂ -Emissionen durch direkte Landnutzungsänderungen (Auszug aus Fritsche & Wiegmann 2008).....	23
Tabelle 10: Bandbreite des iLUC Faktors für die Jahre 2005-2020 (geändert nach Fritsche, Hennenberg, & Hünecke 2010).....	24
Tabelle 11: Allokationsvarianten der Kartoffelstärkeproduktion (Würdinger et al. 2002).....	25
Tabelle 12: Laststufen beim Maschineneinsatz (Kaltschmitt & Reinhardt 1997)	26
Tabelle 13: Kenndaten der landwirtschaftlichen Produktion von Silomais für das Jahr 2009.....	27
Tabelle 14: Kenndaten der landwirtschaftlichen Produktion von Corn-Cob-Mais (CCM) für das Jahr 2009.....	28
Tabelle 15: Kenndaten der landwirtschaftlichen Produktion von Zuckerrüben für das Jahr 2009	29
Tabelle 16: Kenndaten der landwirtschaftlichen Produktion von Roggen-Ganzpflanzensilage für das Jahr 2009	30
Tabelle 17: Kenndaten der landwirtschaftlichen Produktion von Grassilage für das Jahr 2009	31
Tabelle 18: Kenndaten der landwirtschaftlichen Produktion von Winterweizen	32
Tabelle 19: Kenndaten der Bewirtschaftung von Brache.....	32
Tabelle 20: Übersicht über die Transporte des Wirtschaftsdüngers	34
Tabelle 21: Durchschnittliche Entfernungen der Gärrestransporte.....	34
Tabelle 22: Verwendete Kennzahlen der Trockenmasseverluste in Prozent [%]	35
Tabelle 23: Gesamtmenge der jährlichen Biogaserzeugung.....	35
Tabelle 24: Emissionen aus der Biogasverbrennung im BHKW.....	36
Tabelle 25: Methanemission in % des jährlichen Gesamtmethanertrages.....	39
Tabelle 26: Wärmemenge zur Beheizung von Gebäuden in MWh _{th} pro Jahr.....	39
Tabelle 27: Wärmeverteilung für BGA 3 Veredelungsregion.....	40
Tabelle 28: Wärmeverteilung für BGA 4 Milchviehregion	40
Tabelle 29: Wärmeverteilung für BGA 5 Mischregion	40
Tabelle 30: Übersicht der getrockneten Holz- und Getreidemengen	41
Tabelle 31: Heizwertberechnung für 1000 kg frisches Waldholz (Wassergehalt 50 %).....	42
Tabelle 32: Im Äquivalenzsystem bereitgestellte Wärmemengen für die Heizwertverluste durch verminderte Holz Trocknung	43
Tabelle 33: Kenndaten der Getreidetrocknung BGA 2 Lüneburger Heide.....	43
Tabelle 34: Kenndaten Chemikalienverbrauch der Melkstanddesinfektion im Referenzsystem zu BGA 5 Mischregion.....	44
Tabelle 35: Stoffbezeichnungen und -mengen der Reinigungsmittel für die Zirkulationsreinigung	44

Tabelle 36: Kenndaten Stromverbrauch der Melkstanddesinfektion im Referenzsystem zu BGA 5 Mischregion.....	45
Tabelle 37: Parameter für die Berechnung des Methan-Emissionsfaktors.....	46
Tabelle 38: Dominanzanalyse für die Wirkungskategorie ‚Klimawandel‘: Prozentuale Anteile der Lebenswegabschnitte an den klimawirksamen Emissionen	49
Tabelle 39: Beiträge und Anteile der Emissionen in der Wirkungskategorie ‚Klimawandel‘	50
Tabelle 40: Ergebnisübersicht und prozentuale Aufteilung der Gutschriften in der Wirkungskategorie ‚Klimawandel‘	51
Tabelle 41: Ergebnisse der Wirkungskategorie 'Klimawandel' für den Anbau von 1 t FM Silomais.....	52
Tabelle 42: Dominanzanalyse für die Wirkungskategorie ‚Versauerung‘: Prozentuale Anteile der Lebenswegabschnitte an den versauernd wirksamen Emissionen.....	54
Tabelle 43: Beiträge und Anteile der Emissionen in der Wirkungskategorie ‚Versauerung‘	55
Tabelle 44: Ergebnisübersicht und prozentuale Aufteilung der Gutschriften in der Wirkungskategorie ‚Versauerung‘	55
Tabelle 45: Dominanzanalyse für die Wirkungskategorie ‚Eutrophierung‘: Prozentuale Anteile der Lebenswegabschnitte an den eutrophierend wirksamen Emissionen	57
Tabelle 46: Beiträge und Anteile der Emissionen in der Wirkungskategorie ‚Eutrophierung‘	57
Tabelle 47: Ergebnisübersicht und prozentuale Aufteilung der Gutschriften in der Wirkungskategorie ‚Eutrophierung‘	58
Tabelle 48: Dominanzanalyse für die Wirkungskategorie ‚Fossiler Ressourcenverbrauch‘: Prozentuale Anteile der Lebenswegabschnitte an dem Verbrauch von Ressourcen.....	60
Tabelle 49: Beiträge und Anteile der Ressourcen in der Wirkungskategorie ‚Fossiler Ressourcenverbrauch‘.....	60
Tabelle 50: Ergebnisübersicht und prozentuale Aufteilung der Gutschriften in der Kategorie ‚Fossiler Ressourcenverbrauch‘.....	61
Tabelle 51: Dominanzanalyse für die Wirkungskategorie ‚Kumulierter Energieaufwand‘: Prozentuale Anteile der Lebenswegabschnitte an dem Bedarf von Primärenergiequellen	63
Tabelle 52: Beiträge und Anteile der Primärenergiearten in der Wirkungskategorie ‚Kumulierter Energieaufwand‘.....	63
Tabelle 53: Ergebnisübersicht und prozentuale Aufteilung der Gutschriften in der Kategorie ‚Kumulierter Energieaufwand‘	64
Tabelle 54: Beiträge und Anteile der Kulturpflanzen in der Wirkungskategorie ‚Landwirtschaftlicher Flächenbedarf‘.....	65
Tabelle 55: Übersicht der Szenarien.....	66
Tabelle 56: Flächenanteile der Ackerkulturen bezüglich der Fruchtfolgen vor dem Energiepflanzenanbau.....	67
Tabelle 57: Szenarien 'Gärrestlager' - Übersicht über die gewählten Methanemissionsfaktoren	73
Tabelle 58: Kategorisierung der eingesetzten Pestizide und Zuordnung der Ecoinvent-Module.....	89
Tabelle 59: Sachaufwendungen für den Bau der Anlage	90
Tabelle 60: Effizienz der Wärmenutzungsarten in Bezug auf die Wirkungskategorie 'Klimawandel'...	92

Abkürzungsverzeichnis

€	Euro
a	Jahr
AHL	Ammoniumharnstofflösung
AP	Versauerungspotenzial (engl. <i>acidification potential</i>)
Äq.	Äquivalente
ATS	Ammoniumthiosulfat
BGA	Biogasanlage
BHKW	Blockheizkraftwerk
CCM	Corn-Cob-Mais
CH ₄	Methan
CML	Centrum voor Milieukunde Leiden
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
d	Tag
DAP	Diammoniumhydrogenphosphat
DIN	Deutsches Institut für Normung
dLUC	Direkte Landnutzungsänderung (engl. <i>direct land use change</i>)
EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetz
EP	Eutrophierungspotential
FM	Frischmasse
g	Gramm
Gew.-%	Gewichtsprozent
GPS	Ganzpflanzensilage
GWP	Global Warming Potentials
H	Heizwert
H ⁺ aq	positive Wasserstoffionen
H ₂ O	Wasser
H ₂ S	Schwefelwasserstoff
ha	Hektar
HCl	Chlorwasserstoff
iLUC	Indirect Land-Use Change
inkl.	inklusive

ISO	International Organization for Standardization
K	Kalium
KAS	Kalkammonsalpeter
KEA	Kumulierter Energieaufwand
KTBL	Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft
kWh _{el}	Kilowattstunde, elektrisch
kWh _{th}	Kilowattstunde, thermisch
Lkw	Lastkraftwagen
MJ	Megajoule
MW _{el}	Megawatt, elektrisch
MWh _{th}	Megawattstunde, thermisch
N ₂ O	Dickstoffmonoxid
NH ₃	Ammoniak
Nm ³	Normkubikmeter
NO _x	Stickoxide
P	Phosphor
PK	Phosphor/Kaliumdünger
PO ₄ ³⁻	Phosphat
PPL	Protein-Potato-Liquid
PSM	Pflanzenschutzmittel
ROE	Rohöläquivalenzfaktor
SETAC	Society of Environmental Toxicology and Chemistry
SF ₆	Schwefelhexafluorid
SO ₂	Schwefeldioxid
SO _x	Schwefeloxide
TS	Trockensubstanz
TAN	Gesamt-Ammoniumstickstoff (engl. <i>total ammonia nitrogen</i>)
UBA	Umweltbundesamt

1. Einleitung

Die Endlichkeit fossiler Ressourcen zur Energiegewinnung und die durch ihre Nutzung bedingte Treibhausproblematik führen derzeit in vielen Ländern zu einem Ausbau regenerativer Energien. Neben der Nutzung von Wind- und Wasserkraft sowie der Sonnenenergie spielt die Energiegewinnung aus Biomasse eine bedeutende Rolle. Der weitgehend geschlossene CO₂-Kreislauf, die Erneuerbarkeit der pflanzlichen Rohstoffe und der Aufbau regionaler Wertschöpfungsketten sind einige der zahlreichen Vorteile, welche die Bioenergieerzeugung aus Biomasse aufweist (LWK Nds. 2008). Eine wesentliche Form der Energiegewinnung aus Biomasse ist neben der Verbrennung die Vergärung von nichtverholzten Pflanzen und Pflanzenteilen zu Biogas. Deutlich vorangetrieben wird der Ausbau von Anlagen zur Erzeugung von Biogas durch das Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien (EEG), das wirtschaftliche Anreize für die Biogasgewinnung und -nutzung bietet. So stieg im Jahr 2010 die Anzahl der Biogasanlagen deutschlandweit von 4.984 auf 5.905. Ende 2011 waren deutschlandweit eine Anzahl von 7.000 Anlagen mit einer installierten Gesamtleistung von 2.728 MW im Betrieb (Fachverband Biogas e.V. 2011). Die Biogasnutzung zeichnet sich durch die vielseitigen Einsatzmöglichkeiten aus, die in Form der Strom-, Wärme- und Treibstoffherzeugung bestehen. Eine weitere Option der Biogasnutzung ist durch die Aufbereitung zu Erdgasqualität und Einspeisung in das Erdgasnetz gegeben.

In Niedersachsen wird mit einem Anstieg der Zahl an Biogasanlagen von 435 im Jahr 2004 auf 1.300 im Jahr 2011 gerechnet (LWK Nds. 2011). Die meisten Anlagen stehen in den Landkreisen Cloppenburg, Rotenburg, Soltau-Fallingb. und Emsland. Mitte 2011 betrug die gesamte installierte Anlagenleistung 560 MW_{el}, womit Niedersachsen im bundesdeutschen Vergleich an erster Stelle steht. Obwohl sich in Bayern fast die doppelte Anzahl an Anlagen befindet, wird in Niedersachsen aufgrund der durchschnittlich größeren Anlagendimension etwas mehr Strom produziert (Olzem 2009). Diese Zahlen spiegeln die bedeutende Rolle der Biogasnutzung in Niedersachsen wider, die bereits jetzt einen prägenden Einfluss auf die Fruchtfolge in der Landwirtschaft und damit auch auf das Landschaftsbild und dessen Funktionen hat.

Das Land Niedersachsen gliedert sich in höchst unterschiedliche Landschaftsräume: sandige Heidelandschaften, Börden mit fruchtbaren Lössböden, flachwellige Urstromtäler, steil aufragende Kalk- und Sandsteinhügelketten sowie ein weiträumiges Mittelgebirge. Die Anbaubedingungen für Biomasse sowie die Verfügbarkeit von Wirtschaftsdüngern unterscheiden sich zwischen diesen naturräumlichen Regionen erheblich.

Inwiefern die Biogasnutzung die Erwartungen bezüglich der ökologischen Vorteile (z.B. positive Treibhausgasbilanz) erfüllt, kann über das Bewertungsinstrument der Ökobilanz untersucht werden. Ziel der vorliegenden Studie ist die Ökobilanzierung von in Biogasanlagen erzeugter elektrischer Energie unter Berücksichtigung der besonderen niedersächsischen Verhältnisse. Die konkrete Umsetzung erfolgt für fünf existierende Anlagen aus typischen niedersächsischen Regionen (Ackerbauregion Südniedersachsen, Ackerbauregion Lüneburger Heide, Veredelungs-, Milchvieh- und Mischregion). Die Studie ist in ihrem Aufbau an den Anforderungen der ISO-Norm ‚EN ISO 14040/44:2006‘ orientiert.

2. Methodische Grundlagen der ökobilanziellen Bewertung

Die ökologische Bewertung von Produkten und Prozessen basiert nach aktuellem Stand der Forschung üblicherweise auf der Ermittlung der relevanten Stoff- und Energieströme, die durch die Bereitstellung des Produktes bzw. die dazugehörigen Prozesse ausgelöst werden, und deren Aggregation zu Umweltwirkungskategorien auf regionalem und/oder globalem Maßstab. Mögliche Erweiterungen der ökologischen Bewertung umfassen Kriterien, die als Massen- bzw. Energieströme bislang nur schwer oder gar nicht zu ermitteln sind, wie beispielsweise Auswirkungen auf die Artenvielfalt oder auf die Gesundheit von Organismen. Hierfür werden in der aktuellen Literatur verschiedene Lösungsansätze diskutiert (Askham 2011; Urban et al. 2011).

2.1 Ökobilanz nach EN ISO 14040/44

Die Ökobilanz ist neben der Risikoabschätzung, der Beurteilung der Umweltleistung, des Umweltaudits und der Umweltverträglichkeitsprüfungen eine Umweltmanagementmethode. Eine Ökobilanz schätzt die mit einem Produkt verbundenen Umweltaspekte und produktspezifischen potenziellen Umweltwirkungen ab, wobei der Begriff „Produkt“ laut Definition auch Dienstleistungen einschließt. Die Untersuchung erfolgt für den gesamten Lebensweg des Produktes, d.h. von der Rohstoffgewinnung über die Produktion und die Anwendung bis zur Beseitigung („von der Wiege bis zur Bahre“ engl. *cradle to grave*) (DIN 2006a; Schmidt & Schorb 1995).

Auf nationaler und internationaler Ebene gibt es seit 1993 Bestrebungen, die Prinzipien und Grundlagen der Ökobilanz zu vereinheitlichen. Als Ergebnis resultiert die Standardisierung durch die ISO-Normen DIN EN ISO 14040/14044, die u.a. durch das CML (*Centrum voor Milieukunde Leiden*) und der SETAC (*Society of Environmental Toxicology and Chemistry*) erarbeitet wurden. Die ISO-Normen 14040/14044 beschreiben die Prinzipien und Mindestanforderungen, die für die Durchführung von Ökobilanz-Studien und für die Erstellung der Berichte erfüllt werden müssen.

Die Ökobilanz ist in die Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens, die Sachbilanz, die Wirkungsabschätzung und die Auswertung der Ergebnisse zu untergliedern. Dabei werden alle Sachinformationen und naturwissenschaftlichen Zusammenhänge in einem wertfreien Teil, der Sachbilanz, gebündelt (Schmidt & Schorb 1995). Abbildung 1 zeigt die Bestandteile der Ökobilanz mit den Wechselwirkungen untereinander. Für die Wirkungsabschätzung und Auswertung ist allerdings der Rahmen aufgrund der noch anhaltenden intensiven Methodendiskussion weit gefasst worden. Im Folgenden wird, gegliedert nach den einzelnen Bestandteilen, auf die Anforderungen nach den Normen ISO EN 14040/14044 näher eingegangen.

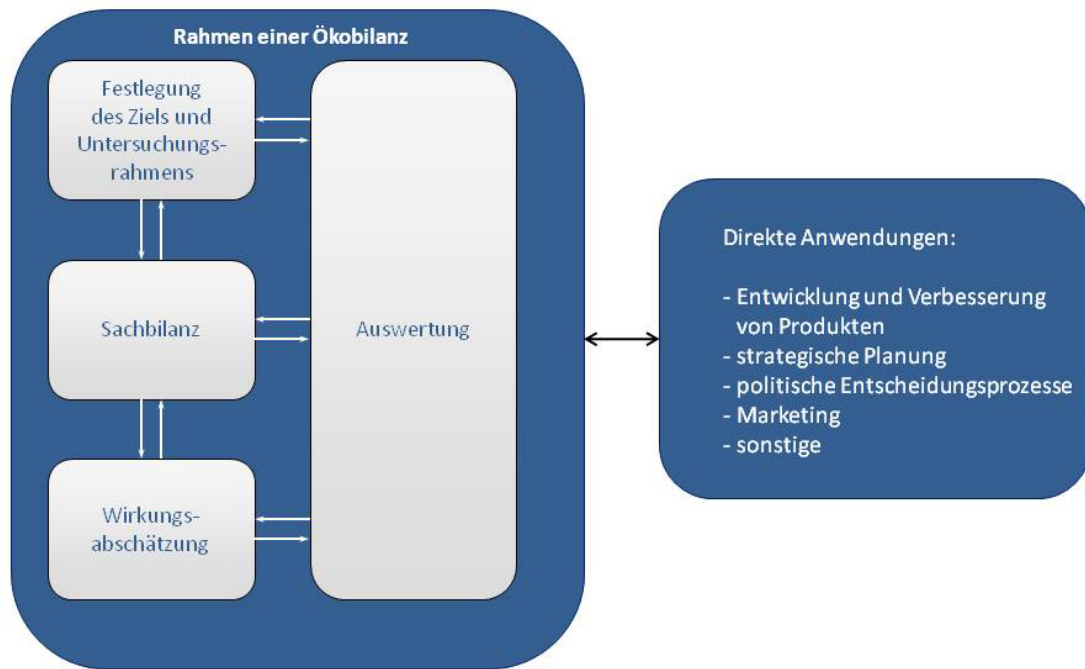


Abbildung 1: Bestandteile einer Ökobilanz (DIN 2006b)

2.1.1 Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens

Die Beschreibung des Ziels beinhaltet neben der vorgesehenen Verwendung der Studie die Gründe für die Ausführung und die Zielgruppe. Innerhalb des Untersuchungsrahmens wird zum einen die funktionelle Einheit definiert, auf der der Vergleich basiert. Sie ist nach ISO 14040:2006 (DIN 2006a) als quantifizierter Nutzen eines Produktionssystems zu verstehen, der als Vergleichseinheit in einer Ökobilanzstudie verwendet wird. Die für die Erfüllung dieses Nutzen notwendige Menge des Produktes wird als Referenzfluss bezeichnet, auf den die übrigen Input- und Outputdaten in dem Produktionssystem angeglichen werden.

Zum anderen sind im Untersuchungsrahmen die Systemgrenzen festzulegen, die die Prozesse des zu modellierenden Systems beinhalten. Das angestrebte Ziel ist die Darstellung der Inputs und Outputs an den Systemgrenzen als Elementarflüsse, d.h. der Stoff oder die Energie erfährt keine vorangehende bzw. nachfolgende Behandlung durch den Menschen. Kriterien und Einschränkungen, die bei der Auswahl der berücksichtigten Prozesse angewendet werden, sind bei der Beschreibung des Untersuchungsrahmens darzulegen. Des Weiteren sind die Entscheidungen über Allokationen (siehe folgenden Abschnitt) und die Anforderungen an die Datenkategorien und die Datenqualität zu erläutern.

Aufgrund des iterativen Prozesscharakters der Bilanzierung kann während der Durchführung der Studie eine Modifizierung des Untersuchungsrahmens notwendig sein.

2.1.2 Sachbilanz

Innerhalb der Sachbilanz werden die für die Ökobilanz benötigten Daten gesammelt und berechnet. In der Vorbereitungsphase wird ein Systemfließbild erstellt, das die zu modellierenden Module einschließlich ihrer Wechselbeziehungen beinhaltet. Abbildung 2 zeigt die allgemein betrachteten Betriebsbereiche.

Die kleinsten Einheiten eines Produktionssystems werden als Module bezeichnet und stellen dabei die einzelnen Prozesse dar. Außerdem werden die Funktionen der Module sowie die Inputs und Outputs, die mit den Prozessen verbunden sind, qualitativ und quantitativ beschrieben.

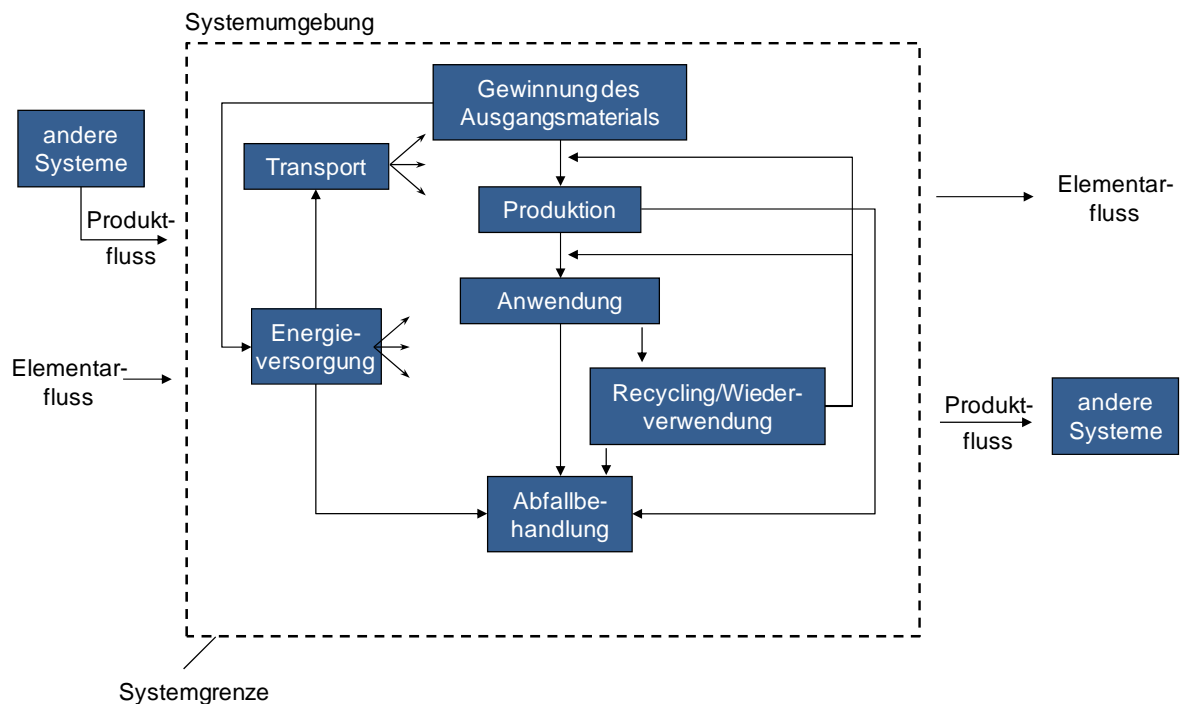


Abbildung 2: Beispiel eines Produktionssystems für eine Sachbilanz (nach DIN 2006b)

Empfohlen werden zudem die Erstellung einer Liste mit den festgelegten Maßeinheiten sowie eine Beschreibung der bei der Stoffstromanalyse angewendeten Datensammlungs- und Berechnungsverfahren. Insbesondere beim Auftreten von mehreren nutzbaren Produkten eines Prozesses, den so genannten Kuppelprodukten, ist für das Allokationsverfahren eine genaue Dokumentation erforderlich. Das Allokationsverfahren legt fest, wie die Input- und Outputflüsse eines Moduls den Produkten des untersuchten Systems zugeordnet werden. Es gilt, dass Allokationen möglichst vermieden werden sollen, indem die betroffenen Module in mehrere Teilprozesse aufgeteilt werden oder das Produktionssystem durch die Aufnahme zusätzlicher Funktionen erweitert wird. Falls Allokationen dennoch nötig sind, sind die Systeminputs und -outputs zwischen ihren unterschiedlichen Produkten oder Funktionen entsprechend der zugrunde liegenden physikalischen Beziehungen zuzuordnen. Sind keine physikalischen Beziehungen zu ermitteln, sind andere Beziehungen zu wählen, z.B. das Verhältnis des ökonomischen Wertes der Produkte gegenüber dem der Kuppelprodukte. Wichtig ist die Anwendung einer einheitlichen Allokation im System.

Für Elementarflüsse, die sich auf die Elektrizitätserzeugung beziehen, sind die Zusammensetzung und die Wirkungsgrade für die Verbrennung, Umwandlung, Übertragung und Verteilung von Energie zu beachten, sofern diese Energie aus Fremdbezug stammt. Hierbei sollte der tatsächliche Elektrizitätserzeugungsmix verwendet werden. Brennbare Materialien sind über den Heizwert als Energieinput bzw. -output in das System einzufügen, wobei die einheitliche Verwendung des unteren bzw. oberen Heizwertes eingehalten werden sollte.

2.1.3 Wirkungsabschätzung

Das Ziel der Wirkungsabschätzung ist die Analyse eines Produktionssystems bezüglich seiner potenziellen Umweltwirkungen, wobei die Ergebnisse über die Stoff- und Energieströme aus der Sachbilanz bestimmten Umweltwirkungskategorien zugeordnet werden. Dieser Schritt wird als Klassifizierung bezeichnet. Beispielhafte Wirkungskategorien sind der Verbrauch von fossilen Ressourcen, der Treibhauseffekt, die Ozonschichtzerstörung, die Sommersmogbildung, die Versauerung, die Überdüngung von Gewässern, die Öko- und Humantoxizität. Für jede Wirkungskategorie wird ein spezifischer Wirkungsindikator berechnet (Charakterisierung). Das Konzept der Wirkungsindikatoren nach ((DIN 2006a)) ist in Abbildung 3 dargestellt.

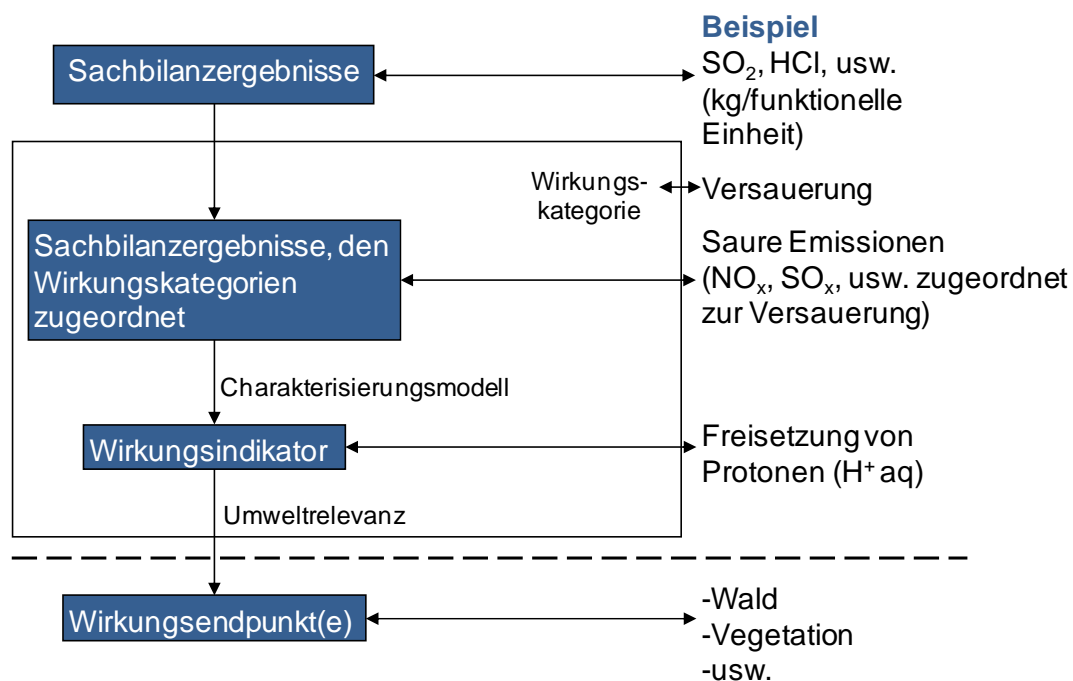


Abbildung 3: Konzept der Wirkungsindikatoren (DIN 2006a)

Optionale Bestandteile der Wirkungsabschätzung sind die Normierung, die Ordnung, die Gewichtung sowie die Analyse der Datenqualität. Bei der Normierung werden die ermittelten Indikatorwerte einer Umweltwirkungskategorie einem Globalwert oder einem Durchschnittswert pro Kopf der Bevölkerung gegenübergestellt. Weiterhin können die Indikatoren der Wirkungskategorien untereinander nach einem bestimmten Wertesystem geordnet werden (Ordnung) oder mit Faktoren verrechnet werden (Gewichtung). Bei letzteren Verfahrensschritten ist eine transparente Darstellung des verwendeten Wertesystems sowie die Erhaltung der ursprünglichen Daten besonders wichtig (DIN 2006a).

2.1.4 Auswertung

Die Auswertung einer Ökobilanz nach (DIN 2006a) beinhaltet die Identifizierung, Charakterisierung, Überprüfung und Beurteilung von Informationen aus den Ergebnissen der Sachbilanz und/oder der Wirkungsabschätzung eines Produktionssystems. Die erhaltenen Informationen sollen in Übereinstimmung mit den in der Zielstellung und dem Untersuchungsrahmen beschriebenen Anforderungen zur Anwendung der Ergebnisse dargestellt werden. Spezifische Methoden für die Auswertung werden jedoch nicht genannt.

Die Ziele der Auswertung sind zum einen die Ergebnisanalyse und die daraus abzuleitenden Schlussfolgerungen. Zum anderen sollen Einschränkungen erläutert und Empfehlungen ausgesprochen werden. Zumeist werden in diesem Teil Szenarien oder alternative Produktionssysteme miteinander verglichen. Die Auswertungsphase sollte eine leicht verständliche, vollständige und in sich schlüssige Darstellung der Ergebnisse beinhalten. Der Bericht der Auswertungsergebnisse hat in transparenter Form zu erfolgen.

Die Auswertungsphase ist in drei Abschnitte einzuteilen. Als erstes werden die signifikanten Parameter auf der Grundlage der Ergebnisse der Sachbilanz- und Wirkungsabschätzungs-Phasen der Ökobilanz identifiziert. Signifikante Parameter sind beispielsweise Datenkategorien wie Energieverbrauch, Emissionen und Abfall, die Wirkungskategorien Ressourcenverbrauch, Treibhauseffekt sowie wesentliche Beiträge von Lebenswegabschnitten zu den Ergebnissen der Sachbilanz- und Wirkungsabschätzung. Der zweite Abschnitt beinhaltet die Beurteilung, die die Vollständigkeits-, Sensitivitäts- und Konsistenzprüfungen berücksichtigt. Die Vollständigkeitsprüfung ist ein Verfahren zur Überprüfung auf ausreichende Übereinstimmung der Informationen aus den bereits abgeschlossenen Phasen der Ökobilanzstudie, die zur Ableitung der Schlussfolgerungen verwendet werden sollen, mit der Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens. Innerhalb der Sensitivitätsprüfung wird überprüft, inwiefern die Endergebnisse und Schlussfolgerungen durch Unsicherheiten und mögliche Fehler in den Daten, Allokationsverfahren, Berechnung der Ergebnisse der Wirkungsindikatoren beeinflusst werden. Die Konsistenzprüfung konzentriert sich auf die einheitliche Anwendung der Annahmen, Methoden und Daten in der Studie und auf Übereinstimmung mit der Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens. Diese Verfahren sollen der Nachvollziehbarkeit der Ökobilanzergebnisse dienen. Im abschließenden Teil der Auswertung werden Schlussfolgerungen und Empfehlungen erarbeitet. Die Schlussfolgerungen orientieren sich an den zuvor genannten Abschnitten der Auswertung und beinhalten die Identifizierung der signifikanten Parameter sowie eine Beurteilung der Methodik und der Ergebnisse auf Vollständigkeit, Sensitivität und Konsistenz. Unter Beachtung der Anforderungen, die an das Ziel und den Untersuchungsrahmen sowie an die Datenqualität der definierten Annahmen und Schätzungen und letztendlich der Anwendungsorientierung gestellt wurden, werden die vollständigen Schlussfolgerungen dokumentiert. Auf Grundlage dieser Schlussfolgerungen sollen die Empfehlungen ausgesprochen werden (DIN 2006a; DIN 2006b).

2.2 Softwaretool zur Ökobilanzierung

Für die Modellierung der Produktionssysteme und die Berechnung der potenziellen Umweltwirkungen wird das Softwaretool Umberto 5.5[®] mit der zusätzlichen Datenbank Ecoinvent 2.2[®] eingesetzt. In Umberto[®] können mit Hilfe von Stoffstromnetzen die innerhalb eines festgesetzten Untersuchungsraums ein- und ausgehenden Stoff- und Energieflüsse sowie monetären Flüsse visualisiert, quantitativ bestimmt und rechnerisch miteinander verknüpft werden. Zudem kann auf implementierte Datenbibliotheken mit Prozessen aus verschiedenen Bereichen zurückgegriffen werden.

Die Definition des Stoffstromnetzes erfolgt über die Elemente Stelle (P), Transition (T) und Verbindung (A). Prozesse und Materialumwandlungen charakterisieren die Transition, welche durch ein Quadrat dargestellt wird. Transitionen können auch einen Übergang zu einer darunter liegenden Netzebene bilden. Sie werden als Subnetztransition bezeichnet. Stellen, die durch Kreise symbolisiert

werden, bezeichnen Lager und sind in drei Typen zu unterteilen. Als Input- und Outputstelle grenzen sie den Bilanzraum gegenüber der Systemumgebung ab. Inputstellen führen Rohstoffe und Energie in das Untersuchungssystem ein, während über Outputstellen Abfälle, Emissionen und Produkte nach außen geleitet werden. Storage-Stellen haben die Funktion von realen Lagern, an denen Stoffe und Energie aufgenommen, gelagert und wieder weitergegeben werden können. Connection-Stellen wiederum leiten die eingehenden Materialien umgehend zur nächsten Transition weiter und werden für die Abgrenzung von aufeinander folgenden Prozessen eingesetzt (siehe Abbildung 4). Die zwischen den Stellen und Transitionen stattfindenden Material- und Energieflüsse werden durch Verbindungen (Pfeile) veranschaulicht.

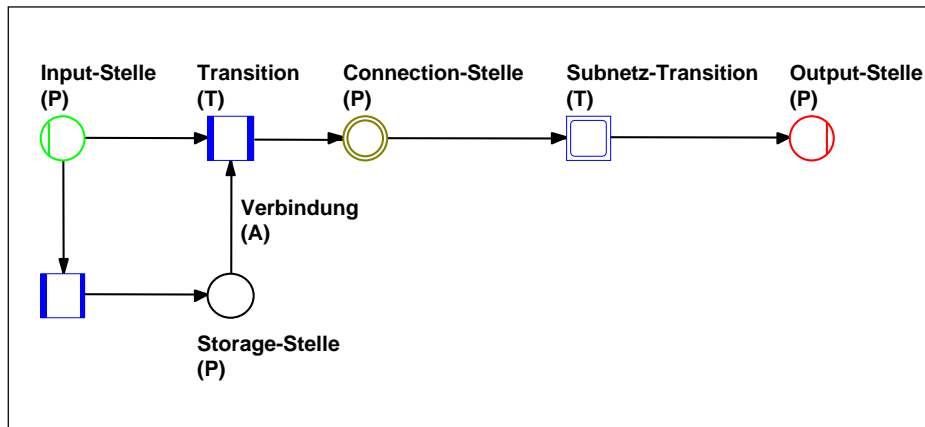


Abbildung 4: Netzelemente in Umberto[®]

3. Ziel und Untersuchungsrahmen

In diesem Kapitel werden das Ziel und der Untersuchungsrahmen dieser Studie beschrieben, die, wie im vorherigen Kapitel erläutert wurde, wichtige Grundbedingungen für die ökobilanzielle Bewertung festlegen. Diese Aspekte wurden bereits im Vorfeld der Studie bei der Beantragung definiert.

3.1 Hintergrund und Ziel der Studie

Die Zahl der Biogasanlagen ist in Niedersachsen von 2004 bis 2011 um fast 300 % gewachsen, was in erster Linie mit der Förderung der Stromeinspeisung nach dem EEG zu begründen ist. Diese Zunahme der Biogasanlagen wird in der Öffentlichkeit nicht ohne Emotionen diskutiert. Negative Auswirkungen auf das Landschaftsbild und die Biodiversität sowie schlechte Klimabilanzen sind beispielhafte Einwände, die geäußert werden. Zudem führt die Ablösung der Nahrungsmittelproduktion auf den Agrarflächen durch die Erzeugung von Energiepflanzen zu direkten und indirekten Landnutzungsänderungen (Fritsche, Hennenberg & Hünecke 2010; Gawel & Ludwig 2011). Studien zeigen eine Abhängigkeit der ökologischen Kennwerte vom Substratinput und dem Wärmenutzungsgrad (Gärtner et al. 2008). Allerdings ist hierbei die Übertragung der Ergebnisse auf konkrete bestehende Anlagen aufgrund der fehlenden Darlegung der vorliegenden Hintergrunddaten und der konkreten Berechnungsverfahren schwer möglich. Im Niedersächsischen Ministerium für Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung gibt es jedoch Interesse an ökobilanziellen Ergebnissen, die die Situation der Energiegewinnung aus Biogas in Niedersachsen möglichst genau widerspiegeln. Somit ist eine eigenständige Studie für diese Fragestellung notwendig.

Die vorliegende Studie behandelt die ökobilanzielle Bewertung der Stromerzeugung in Biogasanlagen unter besonderer Berücksichtigung der lokalen Verhältnisse in Niedersachsen. Folgende fünf Regionen werden durch die fünf im Rahmen dieser Studie untersuchten Biogasanlagen repräsentiert:

- die Ackerbauregion Südniedersachsen,
- die Ackerbauregion Lüneburger Heide,
- eine Veredelungsregion,
- eine Milchviehregion sowie
- eine Mischregion.

Die potenziellen ökologischen Auswirkungen der in den ausgewählten Biogasanlagen erzeugten elektrischen Energie werden in dieser Studie denen der konventionellen, auf fossilen Energieträgern basierenden Stromerzeugung gegenübergestellt. Eine Rangfolgeerstellung zwischen den Anlagen ist nicht sinnvoll und deshalb nicht vorgesehen. Des Weiteren sollen die Auswirkungen der regionalen Rahmenbedingungen auf die Ergebnisse der Ökobilanz analysiert werden sowie vorhandene Optimierungspotenziale aufgezeigt werden. Für eine belastbare Vergleichbarkeit der Ergebnisse mit anderen vorliegenden Studien wird die ökobilanzielle Bewertung in Anlehnung an DIN (2006a) und DIN (2006b) durchgeführt.

3.2 Durchführung der Studie

Die Studie wird vom Niedersächsischen Ministerium für Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung bei der Professur für Produktion und Logistik der Georg-August-Universität Göttingen in Auftrag gegeben. Die Projektleitung hat Prof. Jutta Geldermann inne, die

Projektbearbeiterinnen sind Dipl.-Forstw. Martina Hesse und Dipl.-Geoökol. Meike Schmehl. Kooperationspartner ist das 3N Kompetenzzentrum Niedersachsen, welches durch Dr. Marie-Luise Rottmann-Meyer und Dipl.-Agr.-Ing Alexander Hegger vertreten wird. Die Aufgaben seitens der Universität Göttingen liegen in der Durchführung der ökobilanziellen Bewertung der Biogasanlagen und Berichterstellung. Das 3N Kompetenzzentrum war maßgeblich an der Auswahl geeigneter Biogasanlagen, die Kontaktinitiierung und bei der Datenbeschaffung beteiligt. Zusätzlich zu den oben aufgeführten Arbeiten wurden von der Firma Esders Gaskonzentrationsmessungen bezüglich Undichtigkeiten der Anlage durchgeführt. Diese Arbeiten liefern eine qualitative Aussage über Methan-Leckagen auf der Anlage. Da sich diese Ergebnisse nicht in quantitative Stoffströme überführen lassen, war eine weitere Verwertung innerhalb der Ökobilanzstudie nicht möglich.

3.3 Zielgruppe

Die Zielgruppe der vorliegenden Studie ist an erster Stelle der Auftraggeber, das Niedersächsische Ministerium für Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung. Die Ergebnisse sollen in die wissenschaftliche Diskussion der ökologischen Bewertung von Biogasanlagen einfließen. Weitere Zielgruppen können infolgedessen auch Akteure der Biogastechnologie, Verbände im Bioenergiesektor und die fachinteressierte Öffentlichkeit sein.

3.4 Allgemeines Produktionssystem

In der Studie wird die Bereitstellung von Strom durch Biogasanlagen untersucht. In Biogasanlagen vergärt organische Substanz unter Sauerstoffausschluss zu einem Gasgemisch, dem sogenannten Biogas. In der Natur läuft dieser Prozess beispielsweise in Mooren oder auf dem Grund von Seen ab, bei der technischen Biogasgewinnung findet die Vergärung in Fermentern statt. Hierbei wird die organische Masse durch Bakterien nahezu vollständig abgebaut, übrig bleibt nur eine kleine Menge Biomasse, der sogenannte Gärrest. Der bakterielle Abbau läuft in mehreren Schritten ab, wobei das Ausgangsmaterial in immer kleinere organische Verbindungen zerlegt wird. Beim letzten Abbauschritt erfolgt die Bildung des Biogases, das zu etwa zwei Dritteln aus Methan besteht. Zu einem weiteren Drittel besteht das Biogas aus Kohlendioxid, des Weiteren enthält es Spuren unter anderem von Wasserstoff, Schwefelwasserstoff und Ammoniak. Das gewonnene Methan verbrennt in Blockheizkraftwerken unter Energiefreisetzung zu Wasser und Kohlendioxid, weshalb für die Energiegewinnung der Methananteil des Biogases relevant ist. Betreiber von Biogasanlagen streben einen möglichst hohen Methangehalt an, auf den sie einen – wenn auch begrenzten – Einfluss haben.

Als Substrat kommen beispielsweise Wirtschaftsdünger (Gülle, Mist) und nachwachsende Rohstoffe wie Mais, Roggen-Ganzpflanzensilage oder Rüben zum Einsatz. In Niedersachsen werden als Gärsubstrat mit 73 % vor allem Energiepflanzen verwendet. Hierbei ist Mais die Hauptkultur, die auf 85 % der für die Biogasproduktion belegten Fläche von insgesamt 170.000 ha angebaut wird (ML & MU 2009).

Es gibt diverse Anlagentypen, die sich sowohl baulich als auch in einer Vielzahl anderer Merkmale unterscheiden können. In der Praxis können sich die Milieubedingungen, die Art der Durchmischung, die Dimensionierung der Behälter oder die Verweilzeit des zugeführten Substrates in den Fermentern unterscheiden. In mehrstufigen Anlagen können die verschiedenen Abbauschritte getrennt vollzogen werden, wobei die darin vorherrschenden Milieubedingungen an die spezifischen

Lebensraumsprüche der am jeweiligen Abbauschritt beteiligten Bakteriengruppen angepasst sind. Dadurch können höhere Abbauleistungen erreicht werden (Institut für Energetik und Umwelt 2006).

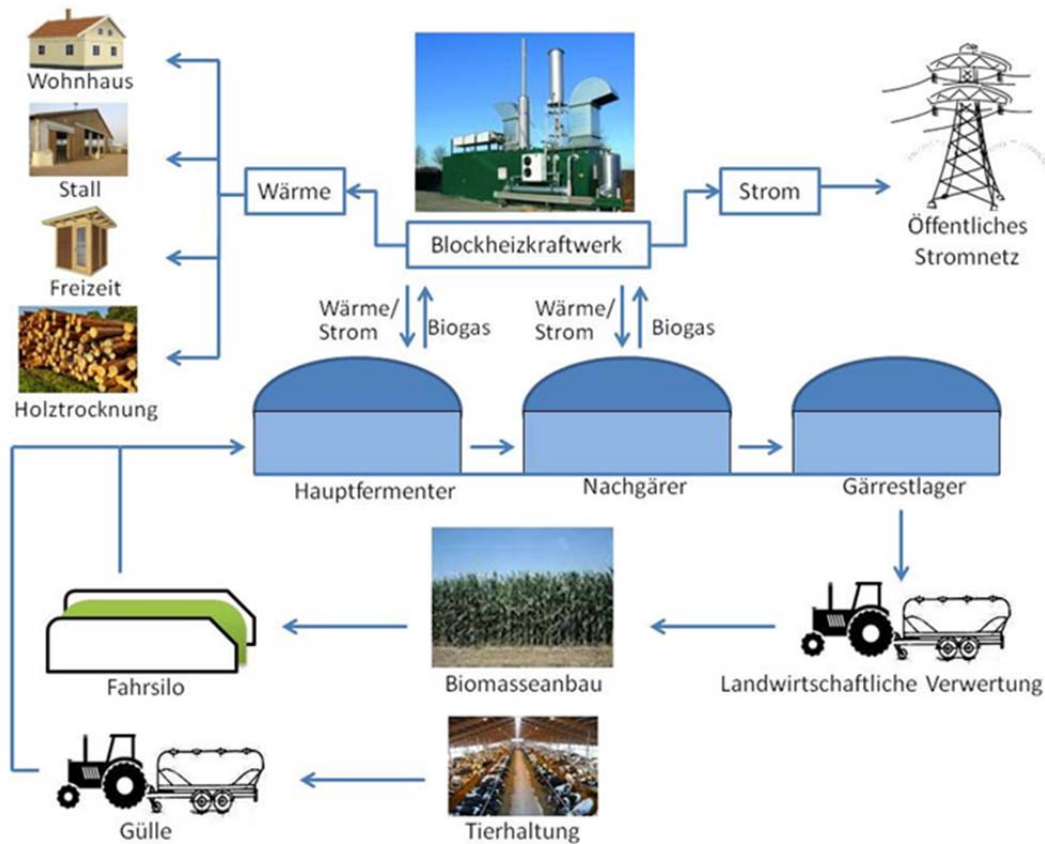


Abbildung 5: Allgemeines Prozessschema der Stromerzeugung aus Biogas

Wärme und Energie werden in Blockheizkraftwerken (BHKW) erzeugt, in denen das Biogas in Gas-Otto-Motoren oder Zündstrahlmotoren verbrennt. Abbildung 5 zeigt schematisch den allgemeinen Produktionsprozess der Energiebereitstellung durch Biogas. Der erzeugte Strom wird in das öffentliche Stromnetz eingespeist. Die im BHKW entstehende Abwärme wird idealerweise ebenfalls genutzt. Sie kann in einem Nahwärmenetz zur Beheizung von Gebäuden genutzt werden sowie zur Trocknung von Holz oder Getreide eingesetzt werden.

3.5 Untersuchte Produktionssysteme

Bei den in dieser Studie zu untersuchenden Produktionssystemen handelt es sich um fünf Biogasanlagen, die ihren Standort in den unter Abschnitt 3.1 aufgeführten Regionen haben. Bei der Auswahl der zu untersuchenden Anlagen sind als gemeinsame Merkmale die Anlagenleistung und das Jahr der Inbetriebnahme festgelegt worden. Die Anlagenleistung soll ca. 500 kW_{el} betragen. Die Anlagen sollen bereits einige Jahr in Betrieb sein, um zu gewährleisten, dass eventuelle Anlaufschwierigkeiten bezüglich der Technologie und der Fermenterbiologie behoben sind. Aus diesem Grunde ist ein notwendiges Kriterium, dass die Anlagen zwischen 2005 und 2006 in Betrieb genommen worden sind. Des Weiteren ist die Kooperationsbereitschaft der Anlagenbetreiber eine wichtige Voraussetzung. Unter diesen Aspekten haben die Projektpartner vom 3N Kompetenzzentrum Niedersachsen vier niedersächsische Biogasanlagen für die Ökobilanzierung ausgewählt. Die fünfte Anlage ist auf Anregung des Ministeriums für Landwirtschaft,

Verbraucherschutz und Landesentwicklung der Anlagenliste hinzugefügt worden. Aus Gründen des Datenschutzes von Seiten der Anlagenbetreiber werden in dieser Studie die Namen der Betriebe und die genauen Anlagenstandorte nicht genannt.

Die charakteristischen Merkmale der untersuchten Regionen und deren repräsentativen Biogasanlagen (BGA) sind in Tabelle 1 zusammengefasst.

Tabelle 1: Landwirtschaftliche Charakterisierung der Regionen

Region	Charakteristik	Anlage
Ackerbauregion Südniedersachsen	<ul style="list-style-type: none"> • Ackerbau auf Hohertragsstandorten • kaum viehhaltende Betriebe • ertragsstarke Schwarzerde-Lössböden • Ackerwertzahl 75-90 	BGA 1
Ackerbauregion Lüneburger Heide	<ul style="list-style-type: none"> • Ackerbau mit Feldberegnung • ausgedehnte, leichte Sandstandorte • relativ ertragsschwache Böden • Ackerwertzahl 15-30 	BGA 2
Veredelungsregion	<ul style="list-style-type: none"> • hoher Viehbesatz • leichte Böden mit mittlerer Bodengüte • Ackerwertzahl um 40 	BGA 3
Milchviehregion	<ul style="list-style-type: none"> • überwiegend Grünlandnutzung • teilweise Sandböden, überwiegend Hochmoor- oder Niedermoorböden • relativ grundwassernah • mittlere bis schlechte Bodengüte • Ackerwertzahl um 30 	BGA 4
Mischregion	<ul style="list-style-type: none"> • relativ arme Böden • ausgedehnte Wald-, Heide- und Mooregebiete • Landschaft landwirtschaftlich geprägt • zahlreiche Gartenbaubetriebe 	BGA 5

Die Produktionssysteme differieren hauptsächlich bezüglich der in den Fermenter eingehenden Substrate, des Motortyps zur Konversion des Biogases in Energie, die Art des Gärrestlagers und der umgesetzten Wärmenutzungsoptionen. Die Substratauswahl resultiert in erster Linie aus den standorttypischen Gegebenheiten, d.h. die Eignung der Böden für bestimmte Energiepflanzen, der möglichen Integration der Energiepflanze in die Fruchtfolge sowie die Verfügbarkeit von Wirtschaftsdüngern. Bis auf die Anlage in der Milchviehregion dominiert bei den eingesetzten Energiepflanzen Silomais. In der Ackerbauregion Südniedersachsen wird der Substratinput durch Ganzpflanzensilage und Zuckerrüben ergänzt. Die Arten der Wärmenutzung hängen von den vor Ort verfügbaren Wärmeabnehmern ab. Potenzielle Wärmenutzer sind beispielsweise Privathaushalte, Freizeitzentren, Holzbrennstoffhändler sowie Tierhaltungsanlagen. Des Weiteren weisen die Biogasanlagen unabhängig vom Anlagenstandort Unterschiede in der technologischen Ausführung auf. Die Charakteristika der Biogasanlagen sind in Tabelle 2 zusammengestellt.

Tabelle 2: Charakteristik der untersuchten Biogasanlagen

	BGA 1	BGA 2	BGA 3	BGA 4	BGA 5
	Süd-niedersachsen	Lüneburger Heide	Veredelungsregion	Milchviehregion	Mischregion
Inbetriebnahme	Dezember 2005	Dezember 2006	Dezember 2006	Dezember 2005	2006
Fermentationsart	Trockenfermentation	Trockenfermentation	Nassfermentation	Nassfermentation	Nassfermentation
Wirtschaftsdünger Anteil [Gew.-%]	keine	Hühner-trocken- kot: 9,3	Bullengülle: 16,4 Schweinegülle: 26,5	Rindergülle: 34,2	Rindergülle: 79,1 Rindermist: 2,3
Cosubstrate - Anteil [Gew.-%]	Silomais: 67,0 GPS: 15,0 Zuckerrübe: 15,0 Getreidekörner: 3,0	Silomais: 87,0 GPS: 2,4 Sudanhirse: 1,3	Silomais: 54,5 GPS: 0,4 Zuckerrüben: 2,2	Silomais: 3,9 Grassilage: 61,4 LKS: 0,5	Silomais: 18,2 Grassilage: 0,1 CCM: 0,3
Substrateinsatz [t/a]	12.000	10.560	14.975	19.030	30.225
Reaktorvolumen, gesamt [m³]	4.400	4.570	4.900	4.520	4.570
Verweilzeit [d]	150	80-90	120	77	82
Entschwefelung			Aktivkohle	Eisen(III)hydroxid	
Gärrestlager	gasdicht	1 x gasdicht, 1 x offen	offen	gasdicht	1 x gasdicht, 1 x offen
BHKW Leistung [kW _{el}]	2 x 300	1 x 537	1 x 526	190 + 347	2 x 265
Motortyp	Zündstrahlmotor	Gas-Otto-Motor	Gas-Otto-Motor	Gas-Otto-Motor	Zündstrahlmotor
Strom [MWh/a]	5.086	4.508	4.562	4.300	4.403
Wärme [MWh/a]	5.1208	4.644	4.176	3.010	2.725
Wärmenutzung	Trocknung von Getreide, Körnermais sowie Scheitholz	Trocknung von Scheitholz, Holzhackschnitzeln und Getreide	Beheizung einer gewerbl. Freizeiteinrichtung und von Wohngebäuden, Trocknung von Holzhackschnitzeln	Nahwärmenetz zur Beheizung von Wohngebäuden, Trocknung von Holz	Beheizung von Wohngebäuden und Melkstand, Desinfektion

3.6 Funktionelle Einheit

Hauptziel der Biogasnutzung ist gegenwärtig die Gewinnung von elektrischer Energie (vgl. Bachmaier & Gronauer 2007). Aus diesem Grund wird in dieser Studie als funktionelle Einheit eine Kilowattstunde ins öffentliche Netz eingespeiste elektrische Energie (1 kWh_{el}) gewählt. Auf diese Einheit werden die Sachbilanzgrößen in der Wirkungsabschätzung bezogen.

3.7 Vergleichssystem

Die Produktionssysteme zur Stromerzeugung aus Biogasanlagen werden dem Vergleichssystem zur Stromproduktion aus fossilen Energieträgern, der sogenannte ‚Marginalstrom‘, gegenübergestellt. Bei der Definition des Vergleichssystems werden die in Memmler et al. (2011) angegebenen Substitutionsfaktoren der Stromerzeugung gewählt. Strom aus Biogas ersetzt demzufolge Strom aus Braunkohle zu 6 %, Strom aus Steinkohle zu 64 % sowie Strom aus Gas zu 31 % (siehe Abschnitt 4.1.2).

3.8 Lebensweg und Systemgrenzen

Die vorliegende Studie hat als Ziel, in Anlehnung an DIN ISO 14.044 (DIN 2006b) den gesamten Lebensweg der zu untersuchenden Produktionssysteme zu betrachten. Hierzu zählen folgende Lebenswegabschnitte:

- Bereitstellung und Transport des Wirtschaftsdüngers,
- landwirtschaftliche Produktion der Anbaubiomasse (einschließlich Vorketten der Düngemittel, des Saatgutes und der Pflanzenschutzmittel sowie der schleppergebundenen Feldarbeiten),
- Transport des Erntegutes vom Feld zum Anlagenstandort,
- Lagerung und Silierung der Substrate,
- Herstellung und Transport der Sachaufwendungen für Silageplatten inklusive Silofolien, Feststoffdosierer, Vorgrube, Fermenter, Nachgärer sowie Gärrestlager inklusive Rührwerk und Tragluftgebläse, Zuwegungen, BHKW inklusive Systemcontainer, Generator und Elektrik,
- Produktion des Biogases im Fermenter,
- Konversion des Biogases zu elektrischer und thermischer Energie sowie
- Lagerung und Verwertung des Gärrestes.

Nicht berücksichtigt werden Prozessbereiche, wenn sich diese nicht eindeutig alleinig bzw. zu einem relevanten Anteil dem Betrieb der Biogasanlage zuordnen lassen. Hierzu gehören:

- Herstellung, Unterhalt und Entsorgung der Infrastruktur (Schlepper, Anbaugeräte, Transportmittel),
- Rückfahrten der Lieferfahrzeuge von Baustoffen,
- Aufwendungen für die Grünpflege auf dem Anlagengelände (Rasenmähen, Heckenschnitt) und
- Außenanlagen wie Zäune und Tore.

3.9 Datenquellen

Die für die Zielstellung dieser Studie erforderlichen Daten beinhalten die Input- und Outputflüsse der zu untersuchenden Produktionssysteme, welche für die Berechnung der in Abschnitt 3.12 beschriebenen ökologischen Wirkungskategorien erforderlich sind. Ein Teil der Daten wird direkt beim Anlagenbetreiber über ein Aufnahmedatenblatt ermittelt. Andere betriebsspezifischen Daten entstammen Schlagdokumentationen bzw. Schlagkarteien, Betriebstagebüchern, Messprotokollen, Prüfberichten und Herstellerdatenblätter. Für die anlagenbezogenen Daten wird das Jahr 2010 als zeitlicher Bezug festgelegt. Für die eingehenden Substrate gilt ein zeitlicher Versatz bis ca. einem Jahr zwischen Produktion und Einbringung in den Fermenter. Daraus folgt, dass für die landwirtschaftliche Produktion als Bezugsjahr 2009 gewählt wird. Die genannten Datenquellen beziehen sich geographisch auf den jeweiligen Standort der Biogasanlage und bilden technologisch die jeweilig aktuell betriebene Anlagentechnik im Berichtszeitraum ab.

Zur Modellierung der Produktion und der Bereitstellung von Hilfs- und Betriebsstoffen sowie anderen Materialien, wie z.B. Baustoffe, werden veröffentlichte Literaturquellen herangezogen. Hierbei wird darauf Wert gelegt, dass die Daten aus aktuellen Quellen stammen und dem speziellen Standort des Prozesses entsprechen. Die betrachtete Technologie bezieht sich auf die gegenwärtig betriebenen Prozesse.

In Kapitel 4 zur Sachbilanz werden die Datenquellen für die einzelnen Prozesse detailliert erläutert.

3.10 Kuppelprodukte und Allokationsverfahren

Beim Vergleich von Produktionssystemen ist zu beachten, dass die Systeme die gleichen Gesamtnutzen aufweisen. Neben der als funktionelle Einheit definierten eingespeisten Strommenge werden von dem Produktionssystem der Biogasanlage weitere Funktionen erfüllt. Bei diesen Kuppelprodukten handelt es sich hauptsächlich um die im BHKW erzeugte Wärme und den als organischer Dünger nutzbaren Gärrest.

Für die Gewährleistung der Funktionsgleichheit der Systeme werden in einem ersten Schritt Äquivalenzprozesse ermittelt. Bei den Äquivalenzprozessen handelt es sich um die durch die Kuppelprodukte eingesparten Primärprozesse. Im zweiten Schritt werden die Umweltwirkungen für die Bereitstellung der entsprechenden Kuppelproduktmenge durch den Äquivalenzprozess dem Produktionssystem gutgeschrieben. Dies kann unter Umständen dazu führen, dass als Ergebnis negative Umweltwirkungen erhalten werden. Abbildung 6 gibt hierzu einen schematischen Überblick.

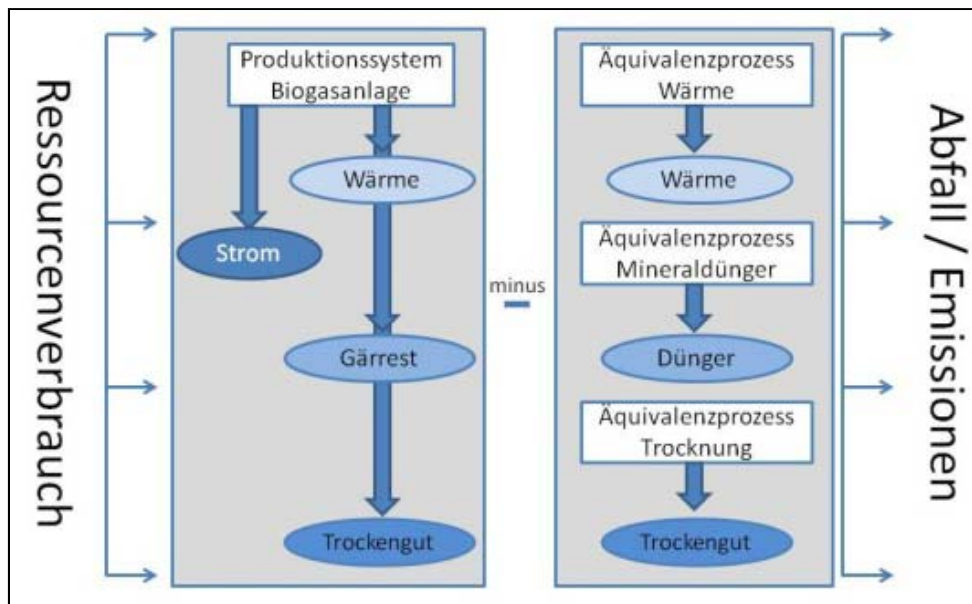


Abbildung 6: Systemgrenze bei Kuppelprodukten

Die in dieser Studie relevanten Äquivalenzprozesse auf Systemebene werden in Abschnitt 4.11 beschrieben.

Bei Kuppelprodukten auf Prozessebene ist eine Systemerweiterung durch Äquivalenzprozesse nicht immer möglich bzw. wird in einigen Fällen nicht für sinnvoll angesehen, so dass die Aufwendungen und Emissionen des entsprechenden Prozesses aufgeteilt bzw. alloziert werden. Die Allokation kann nach Masse, Marktpreis oder weiteren Eigenschaften des Produktes erfolgen (siehe Abschnitt 2.1.2). Das verwendete Verfahren wird bei der Beschreibung der jeweiligen Prozesse in der Sachbilanz erläutert.

3.11 Betrachtete Szenarien

Für die Berechnung und Beurteilung der potenziellen Umweltwirkungen, die durch die Bereitstellung von in Biogasanlagen produzierter elektrischer Energie ausgehen, wird das Basisszenario definiert. Auf dieses Basisszenario wird in dieser Studie der Fokus der ökobilanziellen Bewertung gelegt.

Das Basisszenario wird dadurch charakterisiert, dass die Biogasanlagensysteme auf Grundlage der von den Anlagenbetreibern zur Verfügung gestellten und in Kapitel 4 beschriebenen Daten modelliert werden und mit den potenziellen Auswirkungen des zu ersetzenden fossilen Marginalstroms gegenübergestellt werden. Ein wichtiger Aspekt ist hierbei, dass die Biogasanlagensysteme landwirtschaftliche Produktionsverfahren beinhalten. Diese landwirtschaftlichen Produktionsverfahren finden auf Flächen statt, auf denen auch im Falle einer Nichtbewirtschaftung mit den entsprechenden Ackerkulturen (Silomais, Roggen, usw.) Prozesse stattfinden. Das bedeutet, dass zwar beim Produktionssystem des Marginalstroms aus fossilen Energieträgern die Fläche nicht für den Anbau von beispielsweise Silomais benötigt wird, aber die Fläche trotzdem genutzt wird. Bei der Annahme, dass auf der Fläche im Referenzsystem Nahrungsmittel angebaut werden, müsste aufgrund der erforderlichen Nutzengleichheit zwischen den beiden Produktionssystemen auch im Biogasanlagensystem die Bereitstellung dieser Nahrungsmittel berücksichtigt werden. Das bedeutet, dass hierfür eine zusätzliche Fläche in das Untersuchungssystem aufgenommen werden müsste, der wiederum eine Nichtbewirtschaftung

gegenübergestellt werden muss. Die Komplexität des Untersuchungssystems würde somit zunehmen. In Anlehnung an Kaltschmitt & Reinhardt (1997) und Jungk & Reinhardt (2000), die die Problematik bei der Wahl des Referenzsystem näher ausgeführt haben, wird als Referenzsystem die einjährige aktiv begrünte Brache gewählt und entsprechend gegenbilanziert.

Ergänzt wird das Basisszenario durch Sensitivitätsanalysen, in denen die Auswirkungen veränderter Eingangsparameter auf die Endergebnisse untersucht werden. Diese Prüfung der wesentlichen Input- und Outputfaktoren sowie der Wahl der methodischen Vorgehensweise sieht die DIN ISO 14.044 (DIN 2006b) vor, um die Unsicherheiten der Ergebnisse beurteilen zu können. Die veränderten Eingangsparameter resultieren zum einen aus alternativen Annahmen für die Landnutzung und für die potenziellen Methanemissionen aus nicht abgedeckten Gärrestlagern. Des Weiteren wird der Einfluss der verwendeten Allokationsmethode auf die Ergebnisse untersucht. Die Sensitivitätsanalysen werden in dieser Studie in Form von Szenariorechnungen durchgeführt. Die gewählten Szenarien sowie die Ergebnisse der Szenariorechnungen werden im Anschluss an die Ergebnisdarstellung des Basisszenarios in Kapitel 6 vorgestellt.

3.12 Methode der Wirkungsabschätzung

Die Kennwerte der Wirkungsabschätzung werden in Absprache mit dem Auftraggeber festgelegt. Die Grundlagen für die Auswahl bilden Methoden des UBA und des CML (Heijungs et al. 1992; Schmitz 1995; Schmitz & Paulini 1999). Die optionalen Elemente der Wirkungsabschätzung Normierung, Ordnung und Gewichtung werden in dieser Studie nicht durchgeführt. Im Folgenden werden die verwendeten Wirkungskategorien mit den eingehenden Sachbilanzparametern und den resultierenden Wirkungsindikatoren vorgestellt.

3.12.1 Klimawandel

In der Wirkungskategorie ‚Klimawandel‘ wird das Treibhauspotenzial klimawirksamer Outputstoffe abgebildet. Gase, die den anthropogenen Treibhauseffekt verstärken, sind beispielsweise Kohlendioxid (CO₂), Methan (CH₄), Distickstoffmonoxid (N₂O, Lachgas) und Schwefelhexafluorid (SF₆). Als Treibhauspotenzial (*Global Warming Potentials, GWP*) dieser Gase wird die äquivalente Menge an CO₂ angegeben, die den gleichen Treibhauseffekt hat wie ein Kilogramm des ins Verhältnis gesetzten Gases (siehe Tabelle 3).

Tabelle 3: Treibhauspotenzial ausgewählter Gase (Zeitbezug 100 Jahre) (IPCC 2007)

Stoff	GWP ₁₀₀ [kg CO ₂ -Äquivalente pro kg Treibhausgas]
Kohlendioxid	1
Methan	25
Distickstoffmonoxid (Lachgas)	298
Schwefelhexafluorid	22.800

Die Stoffe besitzen unterschiedliche Lebensdauern, in denen sie in der Troposphäre vorliegen. Deswegen muss für die Äquivalenzwerte der Zeitbezug angegeben werden, für welchen die Modellberechnung gelten soll. In dieser Studie wird der für Ökobilanzen übliche Zeithorizont von 100 Jahren gewählt (GWP₁₀₀).

Der produktbezogene Treibhauseffekt pro funktionelle Einheit summiert sich aus den stoffspezifischen CO₂-Äquivalenten, die mit den jeweiligen Treibhausgasmengen multipliziert werden.

$$GWP = \sum_i (m_i \times GWP_i) [\text{kg CO}_2 - \text{Äquivalente}]$$

mit: m_i Fracht der treibhauswirksamen Substanz i [kg pro funktionelle Einheit]
 GWP_i GWP der Substanz i [CO₂-Äquivalente]

3.12.2 Versauerung

Einige Stoffgruppen wirken in der Umwelt versauernd und tragen zur Entstehung neuartiger Waldschäden und der Versauerung von Böden und Gewässern bei. Die Wirkungskategorie Versauerung fasst diese versauernd wirkenden Stoffe zu einer Kennzahl zusammen. Dabei wird das Versauerungspotenzial (*Acidification Potential, AP*) der einzelnen Stoffe in Referenz gesetzt zum Versauerungspotenzial von Schwefeldioxid (SO₂). In Tabelle 4 sind die Versauerungspotenziale einiger Stoffe beispielhaft aufgeführt.

Tabelle 4: Versauerungspotenzial ausgewählter Gase (Klöpffer & Grahl 2007)

Stoff	AP [kg SO ₂ -Äquivalente]
Schwefeldioxid	1
Stickoxide	0,7
Ammoniak	1,88
Phosphorsäure	0,98

Für die Berechnung des Gesamtversauerungspotenzials werden die SO₂-Äquivalente der einzelnen Stoffe mit ihren Mengen aus der Sachbilanz multipliziert und anschließend zusammenaddiert.

$$AP = \sum_i (m_i \times AP_i) [\text{kg SO}_2 - \text{Äquivalente}]$$

mit: m_i Masse des versauernd wirkenden Gases [kg pro funktionelle Einheit]
 AP_i Versauerungspotenzial des Gases i [SO₂-Äquivalente]

3.12.3 Eutrophierung

Stoffe, die zur Bodenüberdüngung oder zur Eutrophierung von Gewässern beitragen, werden in der Wirkungskategorie der Eutrophierung aggregiert. Hierzu werden Stoffe mit einer Düngewirkung auf Pflanzen und Algen in Phosphatäquivalente (PO₄³⁻-Äquivalente) überführt. Einen Überblick über die Phosphatäquivalente der Stoffe, die für die Bodenüberdüngung und Gewässereutrophierung besondere Wichtigkeit haben, gibt Tabelle 5.

Tabelle 5: Aquatisches und terrestrisches Eutrophierungspotenzial ausgewählter Emissionen (Klöpffer & Grahl 2007)

Stoff	EP [kg PO ₄ ³⁻ -Äquivalente]
Emission ins Wasser	
Phosphat	1
Gesamtposphor	3,06
Ammonium	0,33
Nitrat	0,1
Emission in die Luft	
Stickoxide	0,13
Ammoniak	0,35

Für die Berechnung des Gesamteutrophierungspotenzials (EP) werden die PO₄³⁻-Äquivalente der einzelnen Stoffe mit den in der Sachbilanz aufgeführten Stoffmengen multipliziert und anschließend zusammenaddiert.

$$EP = \sum_i (m_i \times EP_i) \text{ [kg PO}_4^{3-} \text{-Äquivalente]}$$

mit: m_i Masse des an der Eutrophierung beteiligten Stoffes [kg pro funktionelle Einheit]
 EP_i Eutrophierungspotential des Stoffes i [PO₄³⁻-Äquivalente]

3.12.4 Fossiler Ressourcenverbrauch

Die Wirkungskategorie ‚Fossiler Ressourcenverbrauch‘ kennzeichnet die Verknappung fossiler Rohstoffe. Die Energiegehalte verschiedener fossiler Energieträger werden auf Erdöl bezogen und als sogenannte Rohöläquivalente ausgedrückt. Diese Studie verwendet die in Tabelle 6 aufgeführten Äquivalenzfaktoren.

Tabelle 6: Rohöläquivalenzfaktoren für fossile Energieträger (Klöpffer & Grahl 2007)

Rohstoff	ROE [kg ROE-Äquivalente]
Rohöl	1
Erdgas	0,5212
Steinkohle	0,1836
Braunkohle	0,0409

In die Berechnungen der Rohöläquivalente fließen die gewichteten statischen Reichweiten der fossilen Rohstoffe ein.

$$ROE_i = \frac{H_{u,i}}{\text{statische Reichweite}_i [a]}$$

mit: ROE_i Rohöläquivalenzfaktor der Ressource i
 $H_{u,i}$ Heizwert der Ressource i [MJ/kg]

Für die Charakterisierung der produktspezifischen Ressourcenbeanspruchung werden die Rohöläquivalente der verschiedenen fossilen Rohstoffe mit ihren Massen multipliziert und anschließend aufaddiert.

$$ROE = \sum_i (m_i \times ROE_i) \text{ [kg ROE – Äquivalente]}$$

mit: m_i Masse der Ressource i [kg pro funktionelle Einheit]
 ROE_i Rohöläquivalenzfaktor der Ressource i [ROE-Äquivalente]

3.12.5 Energieressourcen

Der Primärenergiebedarf pro funktionelle Einheit wird durch den kumulierten Energieaufwand (KEA) abgebildet. Es wird die Gesamtheit des primärenergetischen Aufwandes angegeben, der der Herstellung, Nutzung und Beseitigung des Produktes ursächlich zugeschrieben werden kann (VDI 1997). Der Energieverbrauch stellt nach den Kriterien der ISO-Norm keine Wirkungskategorie dar, Guinee et al.(2002) lassen den KEA in der Wirkungsabschätzung hingegen zu. Diese Studie nutzt den KEA als Kennzahl für den Energieaufwand aus nicht-erneuerbaren Energiequellen, der für die Erzeugung einer kWh_{el} eingesetzt wird. Hierzu werden ausschließlich die Energieaufwendungen erfasst, die fossilen Energieträgern und der Kernkraft entstammen.

$$KEA_{\text{nicht-erneuerbar}} = KEA_{\text{fossil}} + KEA_{\text{Kernkraft}} \text{ [MJ]}$$

3.12.6 Landwirtschaftlicher Flächenbedarf

In dieser Wirkungskategorie wird der Bedarf an landwirtschaftlicher Fläche bezogen auf die funktionelle Einheit aufgeführt. Diese Wirkungskategorie wird in der Einheit m² ausgewiesen. Eine Einbeziehung eines Gesamtnatürlichkeitswertes in Form von Hemerobiestufen erfolgt nicht, da diese für alle Produktionssysteme gleich sind. Da die Sachbilanzwerte für ein Jahr berechnet sind, muss die Nutzungsdauer ebenfalls keinen gesonderten Eingang in die Berechnung des landwirtschaftlichen Flächenbedarfs finden, da der zeitliche Bezug auf ein Jahr bereits besteht.

$$\text{Landwirtschaftlicher Flächenbedarf} = \sum_i F_i \text{ [m}^2\text{]}$$

mit: F_i Flächengröße der landwirtschaftlich genutzten Fläche [m²]

4. Sachbilanz

In diesem Kapitel werden die Prozesse mit ihrer Datenbasis beschrieben, wie sie in die Sachbilanz eingehen. Vorab werden in Abschnitt 4.1 die allgemeinen Vorketten erläutert. Der darauffolgende Teil der Sachbilanz ist gemäß des Lebensweges der elektrischen Energie aus Biogas strukturiert. In den Abschnitten 4.2 und 4.3 wird zunächst die Datengrundlage für die landwirtschaftliche Produktion der nachwachsenden Rohstoffe und die Bereitstellung des Wirtschaftsdüngers beschrieben. Die darauffolgenden Abschnitten 4.4 bis 4.9 gehen auf den Silier- und Lagerungsprozess, die Fermentation und die Konversion auf der Biogasanlage ein. Die Beschreibung der Äquivalenzprozesse zur Gutschreibung findet sich abschließend in Abschnitt 4.11.

4.1 Allgemeine Vorketten

Allgemeine Vorketten sind vorgelagerte Prozesse, die in mehrere Teilprozesse des Biogasanlagen- und Referenzsystems eingehen. Hierbei handelt es sich um die Bereitstellung fossiler Energieträger und elektrischer Energie sowie die Gütertransporte.

4.1.1 Fossile Energieträger

Bei den fossilen Energieträgern handelt es sich in der Regel um Heizöl, Kohle, Erdgas und Dieselmotortreibstoff. Die Prozesse für die Bereitstellung dieser Energieträger umfassen den Energieverbrauch und die damit verbundenen Emissionen für die Förderung, den Transport und die Aufbereitung. Der Bilanzraum erstreckt sich von der Lagerstätte bis zum Kraftwerk. Hierbei werden die Herkunft des Energieträgers bzw. die ländertypischen Prozesscharakteristika berücksichtigt. Die Sachbilanzdaten für die Bereitstellung der Energieträger sind Modulen aus der Umberto®-Bibliothek entnommen worden, die wiederum auf Arbeiten von Frischknecht et al. (1996) und Fritsche (2004) basieren.

4.1.2 Elektrische Energie

Für verschiedene Produktionsschritte wird elektrische Energie benötigt. Die Biogasanlagen BGA 2 und BGA 5 verwenden hierzu den selbst produzierten Strom, die übrigen Anlagen beziehen die Energie aus dem örtlichen Stromnetz. Die Energieerzeugung für das öffentliche Stromnetz wird in die Ökobilanz einbezogen, wobei die Anteile der Energieträger, die zur Stromerzeugung beitragen, in Abhängigkeit vom Stromlieferanten variieren. Die Werte für den deutschen Energieträgermix zur Stromerzeugung nach UBA (2011) sind in Tabelle 7 zusammengestellt.

Tabelle 7: Energieträgermix 2010 (UBA 2011)

Energieträger	Beitrag zur Stromerzeugung
Steinkohle	17,5 %
Braunkohle	23,7 %
Gas	13,5 %
Kernkraft	22,7 %
Biomasse	5,9 %
Wasser	4,4 %
Wind	6,8 %
Photovoltaik	1,1 %
Sonstige (Abfall u.a.)	4,3 %

Das Vergleichssystem zur Stromproduktion beschränkt sich auf den fossilen Energieträgermix aus Braunkohle, Steinkohle und Gas, dem sogenannten Marginalstrom (Tabelle 8).

Tabelle 8: Energieträgermix für das Vergleichssystem Marginalstrom nach Memmler et al. (2011)

Energieträger	Beitrag zur Stromerzeugung
Steinkohle	64 %
Braunkohle	6 %
Gas	31 %

Die Energieerzeugung aus den Energieträgern sowie die entsprechenden Vorketten für die Bereitstellung der Energieträger werden mit Modulen aus der Umberto[®]-Bibliothek modelliert. Die Daten stammen überwiegend aus Studien aus dem Jahr 1998, die Daten für Kernkraft von Anfang der 1990er Jahre. Beim Transport von den Kraftwerken zum Verbraucher erfährt der Strom Umspann- und Leitungsverluste. Die Höhe dieser Verluste hängt vom Spannungsniveau des nachgefragten Stroms ab und wird mit 0,6 % bei Hoch-, 1,8 % bei Mittel- und 13,8 % bei Niederspannung beziffert (Frischknecht et al. 1996).

4.1.3 Transporte

Für die Modellierung des Gütertransports per Lkw wird auf Module aus der Umberto[®]-Bibliothek zurückgegriffen. Es besteht die Möglichkeit, zwischen fünf verschiedenen Lkw-Größenklassen und der Motorart (Otto- oder Dieselmotor) auszuwählen. In diesen Modulen werden die direkten und indirekten Emissionen berechnet, d.h. dass die Vorketten zur Bereitstellung des Kraftstoffs in die Bilanzierung einbezogen werden (IFU & IFEU 2009). Die Sachbilanzwerte basieren auf Standardemissionsdaten, die für das Umweltbundesamt Berlin und das Bundesamt für Umweltschutz Bern in dem Modell TREMOD zusammengestellt wurden und beziehen sich auf das Jahr 1996 (Borken, Patyk & Reinhardt 1999; Knörr 1997; Schmidt 1998).

4.2 Landwirtschaftliche Produktionssysteme

Bei der Beschreibung der landwirtschaftlichen Produktionssysteme wird zunächst auf deren Besonderheiten eingegangen, die bei der Sachbilanzierung zu berücksichtigen sind. Anschließend wird die erhobene Datengrundlage des Energiepflanzenanbaus beschrieben.

4.2.1 Besondere Aspekte der Sachbilanzierung landwirtschaftlicher Prozesse

Stoffstromanalysen für landwirtschaftliche Produktionssysteme stellen insofern eine Besonderheit im Vergleich zu rein technischen Produktionssystemen dar, dass der Anbau von Ackerkulturen in Wechselwirkung mit biotischen Stoffströmen steht. Diese Stoffströme sind eingebettet in ein komplexes Ökosystem, für das im Rahmen der Stoffstromanalyse innerhalb einer Ökobilanz vereinfachte Annahmen festgelegt werden müssen. Diese Annahmen betreffen insbesondere die Fruchtfolge, den Stickstoffhaushalt und die direkten und indirekten Landnutzungsänderungen.

4.2.1.1 Fruchtfolge

Der Anbau von Ackerkulturen erfolgt in der Regel in einer mehrgliedrigen Fruchtfolge, so dass Wechselwirkungen zwischen den Stoff- und Energieströmen einzelner Fruchtfolgeglieder bestehen. Zum Beispiel werden durch das Einarbeiten von Ernteresten und Zwischenfrüchten Nährstoffe zurückgeführt, die für die Nachfolgefrucht angerechnet werden können. Im Rahmen dieser Studie

werden die Ackerkulturen nicht mit der gesamten Fruchtfolge modelliert, da davon ausgegangen wird, dass der damit verbundene erhöhte Komplexitätsgrad des Modells und der steigende Aufwand für die Datenakquisition nicht zu einem Mehrertrag an Erkenntnissen mit Bezug auf die im Projekt gestellten Ziele führen wird. Stattdessen wird auf Arbeiten von Hansen, Heuer & Flake (2001) sowie Heuer & Flake (2001) verwiesen, deren Schwerpunkte u.a. auf der Stoffstromanalyse für Fruchtfolgen liegen.

4.2.1.2 Stickstoffhaushalt

Die Landwirtschaft ist mit einem Anteil von 57 % der bedeutendste Emittent von stickstoffhaltigen Emissionen (UBA 2009). Die in das landwirtschaftliche Produktionssystem anthropogen eingebrachten Stickstoffmengen können nicht gesondert von dem in einem ökologischen System stattfindenden Stickstoffkreislauf betrachtet werden. Die Modellierung der potenziellen Stickstoffemissionen gestaltet sich allerdings als sehr komplex und kann daher in dieser Studie nicht im Detail erfolgen.

Die umweltrelevanten Stickstoffemissionen umfassen nach NLÖ (2000) den Austrag von Distickstoffmonoxid (N_2O) und Ammoniak (NH_3) in die Atmosphäre sowie von Nitrat in die Hydrosphäre. Der nationale Emissionsbericht für die Berechnung der Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft führt Emissionsfaktoren für die Emissionen von stickstoffhaltigen Verbindungen in die Atmosphäre auf (Haenel 2010). In der vorliegenden Studie werden diese Emissionsfaktoren zur Ermittlung der potenziellen Emissionen von Distickstoffmonoxid und Ammoniak herangezogen. Für Lachgasemissionen wird ein pauschaler Emissionsfaktor von 0,0125 kg N_2O-N bezogen auf die durch Mineral- und Wirtschaftsdünger zugeführte Stickstoffmenge in kg angesetzt. Die Ermittlung der potenziellen Ammoniakemissionen verfolgt einen etwas differenzierteren Ansatz. Für die Mineraldünger werden für die einzelnen Stickstoffdüngerarten Emissionsfaktoren angegeben in Abhängigkeit davon, ob die Ausbringung auf Grünland oder Ackerland erfolgt. Bei den Wirtschaftsdüngern und auch Gärrest beziehen sich die Emissionsfaktoren für die Freisetzung von Ammoniak auf den Ammoniumgehalt. Zusätzlich wird berücksichtigt, mit welcher Ausbringungstechnik (Breitverteiler, Schleppschlauch oder Schleppschuh) der Dünger appliziert wird und wann dieser eingearbeitet wird. In dieser Studie wird für die Ableitung des Emissionsfaktors die Art der Ausbringungstechnik berücksichtigt (zumeist Schleppschlauch) und davon ausgegangen, dass der Dünger auf Ackerland innerhalb von vier Stunden eingearbeitet wird. Der nationale Emissionsbericht beinhaltet auch Emissionsfaktoren für die Ausbringung von Gärrest, wobei jedoch von Seiten der Autoren darauf hingewiesen wird, dass trotz ersten Ergebnissen von u.a. Pacholski et al. (2010) und Gericke (2009) weiterer Forschungsbedarf besteht. Der Ammonium- bzw. die Stickstoffgehalte der zugeführten Mineral- und Wirtschaftsdünger werden anhand der Art des Düngers und deren Stickstoffgehalte nach KTBL (2009) sowie anhand der vorliegenden Gärrestanalysen ermittelt.

Zur Ermittlung des potenziellen Nitrataustrags kann gemäß LBEG (2007) ein Bilanzansatz verwendet werden. Hierdurch wird eine Indikatorgröße generiert, mit der ein Belastungspotenzial ausgewiesen werden kann. Auf der Inputseite der Bilanz geht die über Düngung, atmosphärische Deposition und Fixierung zugeführte Stickstoffmenge ein. Die Outputseite wird über den Entzug von Stickstoff durch die abgeführte Menge des Ernteguts und des Austrags des Stickstoffüberschusses in die Atmos- und Hydrosphäre bestimmt (Jering, Haas & Rutschmann 1994; Krieg 2001). Die Höhe des potenziellen

Nitrataustrags lässt sich somit über die übrigen Bilanzglieder ermitteln, dessen Werte mit Hilfe von KTBL (2009), LBEG (2007), Haenel (2010) und des Niedersächsischen Umweltberichts bestimmt werden können. Allerdings wird dieser Ansatz für das Ziel dieser Studie als zu vereinfacht eingeschätzt und somit nicht berücksichtigt. Eine detaillierte Herangehensweise zeigt der Ansatz SALCA-Nitrat nach Richner et al. (2006), der eine monatliche Auflösung der potenziellen Nitratbildung verfolgt. Aufgrund der unzureichenden Datenlage wird jedoch von diesem Ansatz abgesehen. Auch kulturspezifische Unterschiede hinsichtlich Reihenweiten, Erntetechnik oder Stickstoffgehalten in Ernteresten, die nach (KTBL 2009) eine Rolle spielen, sind in dieser Studie nicht näher zu quantifizieren. Aus diesen Gründen muss auf eine Berechnung des potenziellen Nitrataustrags im Rahmen des landwirtschaftlichen Produktionssystems verzichtet werden.

4.2.1.3 Landnutzungsänderungen

Bei dem Anbau von Energiepflanzen müssen Landnutzungsänderungen berücksichtigt werden, wenn die betreffende Fläche zuvor mit einem anderen Vegetationstyp belegt war. Die Landnutzungsänderungen können bezüglich ihrer direkten (*direct land-use change, dLUC*) und indirekten Wirkungen (*indirect land-use change, iLUC*) auf den Kohlenstoffvorrat unterschieden werden. Die direkte Landnutzungsänderung durch Ablösung einer etablierten Vegetation durch die neue Anbaubiomasse führt entweder zu einer CO₂-Freisetzung (positive Emissionswerte), wenn kohlenstoffreichere Biomasse ersetzt wird, oder zu einer Erhöhung der im Boden gespeicherten Kohlenstoffmenge (negative Emissionswerte). Die folgende Tabelle 9 gibt an, welche Menge an CO₂-Emissionen durch den Nutzungswechsel anzusetzen ist.

Tabelle 9: CO₂-Emissionen durch direkte Landnutzungsänderungen (Auszug aus Fritsche & Wiegmann 2008)

Kultur	vorherige Nutzung	CO ₂ -Emissionen [kg CO ₂ /(ha·a)]
Weizen	Grünland	2.630
	Acker	0
Mais	Grünland	2.630
	Acker	0
Pappel (KUP)	Grünland	1.255
	Acker	-1.375
Raps	Grünland	2.630
	Acker	0

In dieser Studie hat nach Wissen der Autoren für die Produktion der Energiepflanzen kein Grünlandumbruch stattgefunden. Die Flächen für den Anbau der Energiepflanzen wurden auch zuvor als Acker genutzt, so dass nach Tabelle 9 keine Treibhausgasemissionen für die direkten Landnutzungsänderungen zu kalkulieren sind.

Indirekte Landnutzungsänderungen spielen eine Rolle, wenn auf der mit Energiepflanzen belegten Fläche zuvor Lebensmittel oder andere Gebrauchsgüter produziert worden sind, deren Bedarf nun über die Produktion auf anderen Flächen befriedigt werden muss. Die Auswirkungen dieser Flächenverdrängung können globalen Maßstab erreichen, wenn z.B. tropische Regenwälder gerodet werden, um die verlagerte Agrarfläche zur Lebensmittelerzeugung zu stellen. Für die Modellierung dieser indirekten Landnutzungsänderungen existieren verschiedene Vorgehensweisen

unterschiedlichen Komplexitätsgrads, die generell auf ökonomischen oder deterministischen Ansätzen beruhen. Für detailliertere Ausführungen zu dem Thema wird auf Fehrenbach et al. (2009), Fritsche, Hennenberg & Hünecke (2010) und Fritsche et al. (2010) verwiesen.

In dieser Studie werden die durch indirekte Landnutzungsänderungen verursachten flächenbezogenen CO₂-Emissionen dem deterministischen Ansatz von Fritsche, Hennenberg & Hünecke (2010) entnommen (siehe Tabelle 10). Die verschiedenen iLUC-Niveaus (25 % und 50 %) spiegeln wider, dass nicht 100 % der verdrängten Fläche zu einem Abbau von Kohlenstoffvorräten in anderen Gebieten der Welt führt, sondern die Nutzung von Stilllegungsflächen und Ertragssteigerungen die Auswirkungen abmildern. Fritsche et al. (2010) empfehlen, mit einer Bandbreite zu rechnen, bei der für das Bezugsjahr 2010 als Untergrenze das 25 %-Niveau mit 3,4 t CO₂/(ha·a) und als Obergrenze das 50 %-Niveau mit 6,8 t CO₂/(ha·a) anzusetzen ist.

Tabelle 10: Bandbreite des iLUC Faktors für die Jahre 2005-2020 (geändert nach Fritsche, Hennenberg, & Hünecke 2010)

iLUC-Faktor	[t CO ₂ /(ha·a)]		
	2005	2010	2020
Jahr	2005	2010	2020
maximaler iLUC	10,2	10,2	10,9
iLUC 25 %	3,4	3,4	3,6
iLUC 50 %	6,8	6,8	7,3

Die in Fritsche, Hennenberg & Hünecke (2010) angegebenen iLUC-Faktoren werden dem Produktionssystem der Anbaubiomasse zugewiesen und deren Einfluss auf das Ergebnis in der Szenarienanalyse geprüft (siehe Abschnitt 6.2).

4.2.1.4 Landwirtschaftliche Vorketten

Bei den landwirtschaftlichen Vorketten handelt es sich um die Produktion und Bereitstellung von Saatgut, Betriebsmitteln, wie z.B. Dünge- und Pflanzenschutzmittel, und um die maschinellen Aufwendungen, die für die Bewirtschaftung der Ackerfläche notwendig sind.

Saatgut

Die Sachbilanzdaten für die Produktion des Saatguts der entsprechenden Ackerkulturen werden der Datenbank Ecoinvent 2.2[®], basierend auf Nemecek & Kägi (2007), entnommen. Diese generelle Datenbasis wird für diese Studie als ausreichend angesehen. Der Transport des Saatguts wird pauschal mit einer Länge von 10 km angesetzt und mit einem Umberto[®]-Modul für LKW-Transport modelliert (siehe Abschnitt 4.1.3).

Düngemittel

Als mineralische Düngemittel werden im Wesentlichen Kalkammonsalpeter (KAS), Diammoniumphosphat (DAP), Ammoniumharnstofflösung (AHL), Phosphor/Kaliumdünger (PK) und Düngerkalk eingesetzt, deren Sachbilanzdaten für die Produktion aus Patyk & Reinhardt (1997) und für den Transport Kaltschmitt & Reinhardt (1997) entnommen werden.

In einem Betrieb wird zusätzlich das Kartoffelfruchtwasserkonzentrat *Protein-Potato-Liquid* (PPL) als organisches Düngemittel eingesetzt. Dessen Produktion wird nach Würdinger et al. (2002) dargestellt. Hierbei ist zu beachten, dass PPL ein Kuppelprodukt der Kartoffelstärkeproduktion ist, so

dass eine Aufteilung der Stoffströme erforderlich ist. In dieser Studie wird nach Marktwert alloziert. Die Auswirkungen der Allokation nach Masse auf das Endergebnis werden in der Sensitivitätsanalyse untersucht (siehe Abschnitt 6.3). Die in der Studie verwendeten Preise beziehen sich auf einen älteren Zeitraum. Recherchen nach aktuelleren Angaben ergeben, dass sich an den Verhältnissen der Produktpreise untereinander kaum Veränderungen ergeben haben dürften: Kartoffelstärke = 350 €/t (Carus & Müssig 2007), Protein = 750 €/t (Scheper et al. 2008) und PPL = 60 €/t (Trieschmann 2008). Aus diesem Grund werden die nach Würdinger et al. (2002) berechneten Allokationswerte in Tabelle 11 unverändert übernommen.

Tabelle 11: Allokationsvarianten der Kartoffelstärkeproduktion nach Würdinger et al. (2002)

	Menge [kg Produkt/ t Stärke]	Preise [DM/t]	Wert [DM/t Stärke]	Allokation nach Wert	Allokation nach Masse
Kartoffelstärke [80 Gew.-% TS]	1.000	700	700	89,8 %	58,9 %
Kartoffelprotein [90 Gew.-%]	50	1.350	67,5	8,7 %	2,9 %
Konzentrat [47,5 Gew.-%]	170	25	4,3	0,6 %	10,0 %
Pülpe [16 Gew.-%]	477	16	7,6	1,0 %	28,1 %
Gesamt	1.697	---	779,4	100,0 %	100,0 %

Der Transport des PPL wird mit einer Entfernung von 45 km angesetzt und mit dem Umberto[®]-Transport-Modul dargestellt.

Für den Magnesiumdünger Kieserit, der in dem untersuchten Betrieb in der Veredelungsregion verwendet wird, liegen keine detaillierten Sachbilanzdaten vor. Eine Abschätzung der mit der Produktion verbundenen Stoffströme wird über den Magnesiumsulfatgehalt und mit dem Ecoinvent-Modul für Magnesiumsulfat nach Hirsch (2007) ermittelt. In Deutschland ist die K+S AG mit dem Firmensitz in Kassel ein möglicher Anbieter des Düngemittels. Die Transportentfernung zur Veredelungsregion wird demzufolge mit 300 km abgeschätzt.

Die Produktion des ebenfalls in der Veredelungsregion verwendeten Bordüngers wird aufgrund mangelnder Datenverfügbarkeit vereinfacht modelliert. Anhand des Borgehalts wird der Borsäuregehalt berechnet und dessen Herstellung gemäß Althaus et al. (2007) dargestellt. Bei Annahme, dass es sich bei der Produktionsstätte um die Düngerkalkgesellschaft (Düka) in Barbing handelt, ergibt sich eine Transportentfernung von 700 km.

Pflanzenschutz

Für den Anbau der Energiepflanzen sind verschiedene Arten von Pestiziden notwendig. Art und Menge der Pestizide werden den Schlagkarteien oder den Empfehlungen nach Gehring & Thyssen (2011a), Gehring & Thyssen (2011b), Gehring & Thyssen (2011c), KTBL (2009) und Weigand (2011) entnommen. Sachbilanzdaten für die Produktion konkreter Pestizide liegen nur vereinzelt vor. Die meisten Pestizide werden über ihre Wirkstoffe, deren Zuordnung zu chemischen Klassen und den

entsprechenden Ecoinvent[®]-Modulen nach Sutter (2010) modelliert. Die berücksichtigten Pestizide mit den zugeordneten chemischen Klassen sind in Tabelle 58 im Anhang aufgeführt.

Landwirtschaftlicher Maschineneinsatz

Bei der Feldarbeit werden durch den Maschineneinsatz Energieträger (Diesel) verbraucht und Emissionen erzeugt. Die Berechnung der Stoff- und Energieströme erfolgt anhand der Umberto[®]-Module Ackerschlepper e.V. (einschließlich Vorkette) und Erntemaschine e.V., die wiederum auf Modellierungsansätzen von Borken et al. (1999) und Kaltschmitt & Reinhardt (1997) basieren. Wichtige Parameter, die den Bedarf an Energieträgern und die Schadstoffemissionen beim Maschineneinsatz beeinflussen, sind die Leistung des Motors, die Laststufe sowie die Arbeitszeit. Für die Motorleistung gibt es drei Klassen, die eine Einstufung in leichte, mittlere und schwere Schlepper erlauben. Die Laststufen A bis E werden in Abhängigkeit von den durchzuführenden Arbeiten festgesetzt. Eine Übersicht hierzu ist in Tabelle 12 aufgeführt.

Tabelle 12: Laststufen beim Maschineneinsatz (Kaltschmitt & Reinhardt 1997)

Laststufe	Art der Arbeit	
A	Schwer	Pflügen, Ernten, schwere Zapfwellenarbeit
B	Normal	Transporte im Feld/auf Feldwegen, normale Zapfwellenarbeiten
C	Leicht	Langsame Arbeiten, Pflegearbeiten ohne Zapfwelle
D	Straße	Straßentransporte, Rangieren
E	Leerlauf	Leerlaufanteile

Wenn keine betriebsbezogenen Angaben vorhanden sind, werden in dieser Studie die Arbeitszeit und der Dieserverbrauch von betrieblichen Kalkulationsdaten in der Landwirtschaft abgeleitet (KTBL 2011b; KTBL 2011c). Liegt keine Vorgabe durch die Schlagdatei vor, erfolgt die Auswahl der Maschinen nach Kaltschmitt & Reinhardt (1997) und KTBL (2011b).

4.2.2 Landwirtschaftliche Produktion von Mais

Silomais wird als Substrat in allen untersuchten Biogasanlagen eingesetzt. Die Arbeitsgänge für den Anbau von Silomais umfassen die Grundbodenbearbeitung (Pflügen/Grubbern, Eggen), die Düngung mit Mineraldünger und Gärrest, die Einzelkornsaat, Pflanzenschutzmaßnahmen und die Ernte des Silomais einschließlich des Transports zur Siloplatte. In der Veredelungsregion wird ergänzend eine Spatenmaschine für die Maschinenarbeiten eingesetzt. Der Anbau in der Ackerbauregion Lüneburger Heide erfordert zusätzlich den Arbeitsgang der Beregnung. Datenquellen für die Arbeitsgänge entstammen in allen Regionen bis auf die Milchviehregion den betriebsspezifischen Schlagkarteien, welche vereinzelt durch Angaben der KTBL (KTBL 2011a; KTBL 2011b) ergänzt wurden.

Eine Übersicht der eingesetzten Betriebsmittel und Kenndaten der landwirtschaftlichen Produktion für die einzelnen Regionen gibt Tabelle 13.

Tabelle 13: Kenndaten der landwirtschaftlichen Produktion von Silomais für das Jahr 2009

	BGA 1 Südnie- dersachsen	BGA 2 Lüneburger Heide	BGA 3 Veredelungs- region	BGA 4 Milchviehregion	BGA 5 Mischregion
Ertrag [t/ha]	60,8 ¹⁾ (35,5% TS)	47 ¹⁾ (36% TS)	50 ¹⁾ (30% TS)	45,5 ⁴⁾	42,3 ¹⁾ (33% TS)
Saatgut [kg/ha]	28 ²⁾	20 ¹⁾	31,25 ¹⁾	25 ³⁾	20 ¹⁾
Düngemittel					
Gärrest [m ³ /ha]	30 ¹⁾	35 ¹⁾	40 ¹⁾		43 ¹⁾
Gülle [m ³ /ha]				20 ³⁾	
NP 20-20			200 ¹⁾		
AHL [kg/ha]	250 ¹⁾				
KAS [kg/ha]					133 ¹⁾
DAP [kg/ha]	200 ¹⁾	100 ¹⁾		200 ¹⁾	100 ¹⁾
Kornkali [kg/ha]			200 ¹⁾		120 ¹⁾
PPL [t/ha]		1,5 ¹⁾			
Kalk [t/ha]	1 ³⁾	1 ³⁾	1 ³⁾	1 ³⁾	1 ³⁾
Pflanzenschutz- maßnahme					
Herbizid	X ¹⁾	X ¹⁾	X ¹⁾	X ²⁾	X ¹⁾

Quellen: ¹⁾Schlagdatei; ²⁾KTBL 2009; ³⁾KTBL 2011b; ⁴⁾LSKN 2010

4.2.3 Landwirtschaftliche Produktion von Corn-Cob-Mais (CCM)

In die Biogasanlage der Mischregion geht CCM in Mengen zu 0,3 Gew.-% als Substrat ein. Die Aufwendungen an Betriebsmitteln sowie die Arbeitsgänge stimmen im Wesentlichen mit denen für den Anbau von Silomais überein (siehe Tabellen 13 und 14). An Arbeitsgängen werden die Gärrestausrückführung, die Grundbodenbearbeitung (Pflügen, Grubbern), das Legen des Maises, die mineralische Düngung, Pflanzenschutzmaßnahmen, die Ernte, die Stoppelbearbeitung sowie die Transporte erfasst. Die Grundlage für die Modellierung bildet die Schlagdatei des Betriebes.

Tabelle 14: Kenndaten der landwirtschaftlichen Produktion von Corn-Cob-Mais (CCM) für das Jahr 2009

	BGA 5 Mischregion
Ertrag [t/ha]	12,5 ¹⁾
Saatgut [kg/ha]	20 ¹⁾
Düngemittel	
Gärrest [m ³ /ha]	43 ¹⁾
KAS [kg/ha]	133 ¹⁾
DAP [kg/ha]	100 ¹⁾
Kornkali [kg/ha]	120 ¹⁾
Kalk [t/ha]	1 ²⁾
Pflanzenschutz- maßnahme	
Herbizid	X ¹⁾

Quellen: ¹⁾ Schlagdatei; ²⁾ KTBL 2011a

4.2.4 Landwirtschaftliche Produktion von Zuckerrüben

In die Biogasanlagen der Ackerbauregion Südniedersachsen und der Veredelungsregion werden Zuckerrüben als Substrat eingesetzt. Neben der Grundbodenbearbeitung (Grubbern, Eggen) sind die Düngemittelausbringung, Pflanzenschutzmaßnahmen, Rübendrilla, Rübendrilla sowie der Transport zur Biogasanlage notwendige Arbeitsgänge. In der Veredelungsregion werden zusätzlich die Spatenmaschine als Maschine eingesetzt sowie die Flächen für den Zuckerrübenanbau berechnet. Die notwendigen Informationen für die Sachbilanz werden für die Ackerbauregion Südniedersachsen den Kalkulationsdaten des KTBL (2011) und für die Veredelungsregion der betrieblichen Schlagkartei entnommen.

Tabelle 15 fasst die wesentlichen Kenndaten für die landwirtschaftliche Produktion von Zuckerrüben in den beiden Regionen zusammen.

Tabelle 15: Kenndaten der landwirtschaftlichen Produktion von Zuckerrüben für das Jahr 2009

	BGA 1 Südnieder- sachsen	BGA 3 Veredelungs- region
Ertrag [t/ha]	71,3* ⁴⁾	85** ¹⁾
Saatgut [kg/ha]	1,8 ²⁾	1 ^{x1)}
Düngemittel		
Gärrest [m ³ /ha]	480 ³⁾	35 ¹⁾
KAS [kg/ha]	700 ³⁾	200 ¹⁾
PK16-16 [kg/ha]		
Kieserit [kg/ha]		200 ¹⁾
PPL [t/ha]		2,5 ¹⁾
Kalk [t/ha]	1 ³⁾	1 ³⁾
Pflanzenschutz- maßnahme		
Herbizid	X ²⁾	X ¹⁾
Fungizid	X ²⁾	X ¹⁾
Insektizid	X ²⁾	X ¹⁾

Quellen: ¹⁾Schlagdatei; ²⁾KTBL 2009; ³⁾KTBL 2011a; ⁴⁾LSKN 2010

* Ertrag, geköpfte Zuckerrüben; ** Ertrag, ungeköpfte Zuckerrüben

4.2.5 Landwirtschaftliche Produktion von Roggen-Ganzpflanzensilage

Roggen-Ganzpflanzensilage geht als Substrat in die Biogasanlagen der Ackerbauregion Südniedersachsen und der Ackerbauregion Lüneburger Heide ein. Ergänzend werden zu einem Gewichtsanteil von 0,4 % auch in der Veredelungsregion Ganzpflanzensilage dem Fermenter zugeführt, die in dieser Studie pauschal als Roggen-Ganzpflanzensilage zugeordnet werden. Die für den Roggenanbau erforderlichen Arbeitsgänge umfassen die Grundbodenbearbeitung (Pflügen), die Aussaat, die Düngemittelausbringung, die Ernte der Ganzpflanzen und den Transport zur Biogasanlage. In der Ackerbauregion Lüneburger Heide wird das Feld zusätzlich beregnet. Die Datenquellen für die Sachbilanzierung entstammen für zwei der drei Anlagen den Kalkulationsdaten des KTBL (2011a) und den Anbauhinweisen der Landwirtschaftskammer Niedersachsen (LWK Nds. 2010). Für die Ackerbauregion Lüneburger Heide kann auf die betriebliche Schlagdokumentation zurückgegriffen werden. Eine Übersicht der Kenndaten findet sich in Tabelle 16.

Tabelle 16: Kenndaten der landwirtschaftlichen Produktion von Roggen-Ganzpflanzensilage für das Jahr 2009

	BGA 1 Südnieder- sachsen	BGA 2 Lüneburger Heide	BGA 3 Veredelungs- region
Ertrag [t/ha]	48,9 ³⁾	30 ¹⁾	35 ³⁾ (37% TS)
Saatgut [kg/ha]	140 ²⁾	200 ¹⁾	140 ²⁾
Düngemittel			
Gärrest [m ³ /ha]	20 ²⁾	23 ¹⁾	10 ²⁾
KAS [kg/ha]	320 ²⁾	115 ¹⁾	160 ²⁾
AHL [kg/ha]		130 ¹⁾	
PK12-24 [kg/ha]			200 ²⁾
PK16-16 [kg/ha]	400 ²⁾		
ATS [kg/ha]		130 ¹⁾	
Kornkali [kg/ha]		120 ¹⁾	
Kalk [t/ha]	1 ²⁾	1 ²⁾	1 ²⁾
Pflanzenschutz- maßnahme			
Herbizid	X ²⁾	X ¹⁾	X ²⁾
Wachstumsregler		X ¹⁾	
Insektizid		X ¹⁾	
Fungizid		X ¹⁾	

Quellen: ¹⁾Schlagdatei; ²⁾KTBL 2011a; ³⁾LWK Nds. 2010

4.2.6 Landwirtschaftliche Produktion von Grassilage

Die Biogasanlage in der Milchviehregion zeichnet sich dadurch aus, dass als Hauptsubstrat Grassilage eingesetzt wird. Die Grassilage wird aus drei unterschiedlichen Bewirtschaftungsquellen bezogen. Eine Quelle entstammt betriebseigenen Grünlandflächen, zwei Quellen sind betriebsfremde Flächen. Auf dem betriebseigenen Grünland, welches im Schnitt zwei km von der Anlage entfernt ist, wird ganzjährig Grassilage zur Biogaserzeugung genutzt. Erforderliche Arbeiten sind Düngung mit Gärrest, Striegeln, Walzen, Nachsaat und für die Ernte Mähen, Kreiseln, Schwaden und Häckseln. Pro Jahr werden vier Schnitte durchgeführt. Alle sechs bis zehn Jahre wird ein Totalherbizid eingesetzt und der Boden mit Fräse und Grubber bzw. Pflug bearbeitet. Anschließend erfolgt eine Neuansaat. Auf den betriebsfremden Flächen werden lediglich die überschüssigen Grünlandbestände geerntet, die nicht in die Futterproduktion eingehen. Diese umfassen den dritten und vierten Schnitt und erbringen einen durchschnittlichen Ertrag von 8 t/(ha·Schnitt). Auf diesen Flächen wird anteilig mit Gärrest oder Gülle gedüngt. Da diese Flächen nicht mit ihren gesamten Erträgen zum Substratinput beitragen, werden die Aufwendungen entsprechend nach Erntemasse alloziert. Der Allokationsfaktor ergibt sich aus der genutzten Silagemenge im Vergleich zum jährlichen Gesamtertrag. Bei 40 t/(ha·a) Gesamtertrag und 16 t/(ha·a) genutzten Ertrag berechnet sich ein Faktor von 0,4. Der Dieselaufwand und die Arbeitszeiten für die einzelnen Arbeitsgänge werden Kalkulationsdaten des KTBL (2011a) entnommen. Tabelle 17 beschreibt die Kenndaten des landwirtschaftlichen Anbaus von Grassilage.

Tabelle 17: Kenndaten der landwirtschaftlichen Produktion von Grassilage für das Jahr 2009

	BGA 5 Milchviehregion eigene Fläche	BGA 5 Milchviehregion fremde Fläche I	BGA 5 Milchviehregion fremde Fläche II
Ertrag [t/ha]	40 ¹⁾	16 ¹⁾ anteilig	16 ¹⁾ anteilig
Saatgut [kg/ha]	11 ¹⁾ anteilig Neuansaat + Nachsaat)	4,4 ¹⁾ anteilig	4,4 ¹⁾ anteilig
Düngemittel			
Gärrest [m ³ /ha]	60 ¹⁾	15,2 ²⁾ anteilig	
Gülle [m ³ /ha]			16 ²⁾ anteilig
KAS [kg/ha]			216 ²⁾
K [kg/ha]		66 ²⁾	32 ²⁾
PK12-24 [kg/ha]			120 ²⁾
Pflanzenschutz- maßnahme			
Herbizid	X ¹⁾	X ¹⁾	X ¹⁾

Quellen: ¹⁾Anlagenbetreiber; ²⁾KTBL 2011a

4.2.7 Landwirtschaftliche Produktion von Getreide

Im Jahr 2009 ging zu einem Gewichtsanteil von 3,3 % Getreide als Substrat in die Biogasanlage der Ackerbauregion Südniedersachsen ein. Da keine spezifischeren Angaben vorlagen, wird vereinfacht von Winterweizen ausgegangen, dessen Produktionssystem mit Informationen aus (KTBL 2011a) modelliert wird. Die Arbeitsgänge umfassen im Wesentlichen die Grundbodenbearbeitung (Grubbern), die Aussaat mit der Kreiselegge und Sämaschine, Pflanzenschutzmaßnahmen, die Ausbringung von Mineraldünger, den Mähdrusch und den Korntransport. Angaben zu den Betriebsstoffmengen sind in Tabelle 18 zusammengefasst.

Tabelle 18: Kenndaten der landwirtschaftlichen Produktion von Winterweizen

	BGA 1 Südnieder- sachsen
Ertrag [t/ha]	8,9 ²⁾
Saatgut [kg/ha]	180 ¹⁾
Düngemittel	
KAS [kg/ha]	800 ¹⁾
PK18-10 [kg/ha]	500 ¹⁾
Kalk [t/ha]	1 ¹⁾
Pflanzenschutz- maßnahme	
Herbizid	X ¹⁾
Wachstumsregler	X ¹⁾
Insektizid	X ¹⁾
Fungizid	X ¹⁾

Quellen: ¹⁾KTBL 2011a; ²⁾LSKN 2010

4.2.8 Bewirtschaftung der Brache

Den landwirtschaftlichen Produktionssystemen der Biogasanlagen 1 bis 5 werden die Aufwendungen für die Bewirtschaftung von Brache gutgeschrieben (siehe Abschnitt 3.11). Die Modellierung erfolgt gemäß Kaltschmitt & Reinhardt (1997). Bei der Bewirtschaftung der Brachfläche werden weder Dünge- noch Pflanzenschutzmaßnahmen durchgeführt, lediglich Saatgut wird auf die Fläche aufgebracht (siehe Tabelle 19). Die bilanzierten Arbeitsgänge umfassen die Grundbodenbearbeitung (Eggen), die Aussaat und das Mulchen. Als Datenquelle für die Betriebsmittelaufwendungen, wie Diesel und Saatgut, werden die Kalkulationsdaten des KTBL (2011a) herangezogen.

Tabelle 19: Kenndaten der Bewirtschaftung von Brache

	BGA 1 bis BGA 5
Ertrag [t/ha]	-
Saatgut [kg/ha]	30 ¹⁾
Düngemittel	-
Pflanzenschutz- maßnahme	-

Quellen: ¹⁾ KTBL 2011a

4.3 Bereitstellung des Wirtschaftsdüngers

Wirtschaftsdünger zählt als Abfallprodukt der Viehhaltung. Der für die Tierhaltung benötigte Stoff- und Energieinput sowie daraus entstehende Emissionen werden vollständig den Produkten der Tierhaltung wie Fleisch, Milch und Eiern zugerechnet. Aus diesem Grund geht der Wirtschaftsdünger ohne Vorketten in die Bilanzierung ein. Die Wirtschaftsdüngertransporte sind jedoch dem Biogassystem zuzuordnen und werden wie in Abschnitt 4.5.2 beschrieben über ein Transportmodul abgebildet.

4.4 Sachaufwendungen für den Bau der Anlage

Die Materialaufwendungen für den Bau der Biogasanlage werden für einen Abschreibungszeitraum von 20 Jahren berechnet. Der Abschreibungszeitraum für Rührwerke, Tragluftgebläse, Motoren und Generatoren beträgt 10 Jahre. Die Anzahl der Fermenter und Gärrestlager variiert zwischen den Anlagen. Eine Übersicht über alle Sachaufwendungen befindet sich in Tabelle 59 im Anhang, Werte eventuell mehrfach vorhandener Anlagenkomponenten sind darin zusammengefasst (z.B. bei zwei Fermentern). In den Materialangaben zur Silageplatte sind die Aufwendungen für Fahrwege enthalten.

4.5 Transporte

Alle dem Biogassystem ursächlich zuzurechnenden Transporte werden inklusive ihrer Vorketten in die Modellierung eingebunden. Es werden die Aufwendungen und Emissionen für die Anlieferung der Baustoffe, des Wirtschaftsdüngers sowie des Gärrestes berechnet. Die Transporte der angebauten Biomasse zwischen Feld und Silageplatte sind bereits in den landwirtschaftlichen Vorketten berücksichtigt (Abschnitte 4.2.2 bis 4.2.7). Die Entfernungen bei den Erntetransporten betragen für BGA 1 und 2 im Durchschnitt 2,8 km und für BGA 3 2,1 km. Etwa doppelt so groß sind die Hof-Feld-Entfernungen der Anlagen 4 und 5 mit 5,4 km für BGA 4 sowie 5,7 km für BGA 5.

4.5.1 Transport von Baustoffen

Der Transport auf der Straße wird als dieselbetriebener Lkw-Transport modelliert. Direkte sowie indirekte Emissionen durch die Vorketten zur Bereitstellung des Kraftstoffes sind in die Berechnungen einbezogen. Als Lkw-Größenklasse wird ein Lkw/Sattel-Zug unter 32 Tonnen zulässigem Gesamtgewicht und einer Maximalbeladung von 20,5 Tonnen gewählt. Es wird nur die Hinfahrt betrachtet, da die Rückfahrt nicht allein dem Biogasanlagenbau zugewiesen werden kann. Die Entfernung wird für den Transport von Beton und Stahlbeton auf 30 Kilometer festgesetzt, für Kupfer und Stahl auf 50 Kilometer. Für die Fahrleistungsanteile auf Autobahn, Landstraße und Innerortsstraßen wird die Standardverteilung des Transportmoduls von 51 % Autobahn, 30 % Landstraße und 19 % innerorts verwendet. Der verwendete Datensatz beruht auf Borken, Patyk & Reinhardt (1999) mit 1996 als Bezugsjahr.

Beim Transport des verbauten Kupfers und Stahls wird zusätzlich ein vorangehender Güterbahntransport für eine Entfernung von 600 km eingerechnet. Dabei werden die direkten Emissionen sowie der Verbrauch der Sekundärenergie bilanziert.

4.5.2 Transport von Wirtschaftsdünger

Die Gülle wird teilweise von den anliefernden Betrieben im 1:1-Tausch gegen Gärrest angeliefert. In diesem Fall ist eine volle Auslastung der eingesetzten Fahrzeuge gegeben, ansonsten wird die

Rückfahrt als Leerfahrt angesetzt. Die durchschnittlichen Transportentfernungen sowie die gewählten Modellparameter sind in Tabelle 20 aufgeführt. BGA 3 bezieht Gülle von mehreren Lieferanten, hier zeigt die Tabelle die gewählten Spannweiten.

Tabelle 20: Übersicht über die Transporte des Wirtschaftsdüngers

	Einheit	BGA 2 Lüneburger Heide	BGA 3 Veredelungs- region	BGA 4 Milchvieh- region	BGA 5 Mischregion
Durchschnittliche Entfernung					
-Gülle	[km]		2,1	4,0	7
-Hühnertrockenkot	[km]	200			
Beladung	[t]	26	16,7	17,5	16
Auslastung Hinfahrt	[%]	100	100	100	100
Auslastung Rückfahrt	[%]	0	0/100	100	0
Fahrtanteil Autobahn	[%]	85	0	0	0
Fahrtanteil Landstraße	[%]	7,5	0-15	70	80
Fahrtanteil innerorts	[%]	7,5	85-100	30	20

4.5.3 Transport des Gärrestes

Analog dem im Abschnitt 4.5.2 erläuterten Vorgehen wird im Falle eines 1:1-Tausches von Gülle gegen Gärrest eine volle Auslastung der eingesetzten Fahrzeuge angenommen und ansonsten die Rückfahrt als Leerfahrt angesetzt. Die Entfernungen zu den Ackerflächen, auf denen der Gärrest aufgebracht wird, entsprechen denen der Ernteflächen der eingesetzten Substrate und sind in Tabelle 21 dargestellt.

Tabelle 21: Durchschnittliche Entfernungen der Gärrestransporte

	BGA 1 Südnie- dersachsen	BGA 2 Lüneburger Heide	BGA 3 Veredelungs- region	BGA 4 Milchvieh- region	BGA 5 Mischregion
Durchschnittliche Entfernung [km]	2,8	2,8	2,1	5,4	7,0

4.6 Silier- und Lagerungsprozess

Während der Lagerung der Biomasse treten Silierverluste auf. Ursachen hierfür sind unter anderem die Restatmung, Vergärung, der Abfluss von Gärtsaft oder Fehlgärungen. Die Trockenmasseverluste sind abhängig von der Lagerungsdichte. Literaturangaben hierzu liegen für Maissilage zwischen 10 bis 20 % (Ruppel et al. 1995). Die untersuchten Betriebe verwenden zum Teil heterofermentative Siliermittel, die Fehlgärungen und Nacherwärmungsprozesse verhindern und somit zu weniger Verlusten an den Anschnittflächen führen sollen. Dies erklärt die Werte unter 10 %. Bei Betrieben, für die keine Daten zu den Silierverlusten vorliegen, werden pauschal 10 % Trockenmasseverluste angesetzt. Bei der Silierung von Zuckerrüben geben Hartmann & Döhler (2011) einen Trockenmasseverlust von 6 % an.

Tabelle 22: Verwendete Kennzahlen der Trockenmasseverluste in Prozent [%]

	BGA 1 Südnie- dersachsen	BGA 2 Lüneburger Heide	BGA 3 Veredelungs- region	BGA 4 Milchvieh- region	BGA 5 Mischregion
Mais	10	6	10	10	5,5
Zuckerrübe	6		6		
Grassilage				10	
Sonstige	10	10	10	10	10

Die aus dem Silier- und Lagerungsprozess entstehenden Methanmissionen sind in den diffusen Methanverlusten enthalten (Kapitel 4.9). Dem entstehenden biogenen Kohlendioxid wird in der Wirkungsabschätzung keine Umweltwirkung zugeschrieben und wird daher an dieser Stelle nicht gesondert aufgelistet.

4.7 Konversion

Die jährlich erzeugte Biogasmenge kann Tabelle 23 entnommen werden.

Tabelle 23: Gesamtmenge der jährlichen Biogaserzeugung

	BGA 1 Südnie- dersachsen	BGA 2 Lüneburger Heide	BGA 3 Veredelungs- region	BGA 4 Milchvieh- region	BGA 5 Misch-region
Biogasmenge	2.413.015	2.190.000	2.325.836	2.322.214	2.497.533

Die Mengen der bei der Verbrennung des Biogases entstehenden Abgase werden den Abgasberichten entnommen. Für Schwefeldioxid werden Schätzwerte nach Scholwin et al. (2006) in Höhe von 0,87 g/kg Biogas für Zündstrahlmotoren bzw. 0,80 g/kg Biogas für Gas-Otto-Motoren verwendet. Die Methanemissionen werden ebenfalls abgeschätzt, wobei die Werte 0,06 g/kg Biogas für Zündstrahlmotoren sowie 0,07 g/kg Biogas für Gas-Otto-Motoren verwendet werden (Scholwin et al. 2006). Für die Berechnungen wird die Dichte von Biogas mit 1,2 kg/m³ angenommen. Ein Prozent der jährlichen Methanausbeute wird über die Notfackel zu Kohlendioxid verbrannt (Hundt 2010). Tabelle 24 zeigt die jährlichen Emissionswerte aus der Biogasverbrennung im BHKW.

Tabelle 24: Emissionen aus der Biogasverbrennung im BHKW

	Einheit	BGA 1 Südnie- dersachsen	BGA 2 Lüneburger Heide	BGA 3 Veredelungs- region	BGA 4 Milchvieh- region	BGA 5 Mischregion
Biogasmenge	[Nm ³]	2.413.015	2.190.000	2.325.836	2.322.214	2.497.533
Kohlendioxid (fossil)	[t/a]	318				209
Kohlendioxid (regenerativ)	[t/a]	3.502	4.271	2.942	3.494	4.572
Stickoxide	[kg/a]	11.283	3.618	11.283	2.186	13.492
Kohlenmonoxid	[kg/a]	453	2.106	1.098	2.743	1.149
Schwefeldioxid	[kg/a]	149	1.223	2.233	2243	326
Formaldehyd	[kg/a]	229	372	443	195	47
Methan	[kg/a]	149	153	163	196	370

4.8 Entschwefelung des Biogases

Im Biogas sind Spuren von Schwefelwasserstoff (H₂S) enthalten, welcher zusammen mit Wasserdampf Schwefelwassersäuren bilden kann. Diese Säuren greifen die Anlagenbauteile sowie die Verbrennungsmotoren an. Um dies zu umgehen, wird bei einigen Anlagen eine Entschwefelung des Biogases durchgeführt (FNR 2006). In den untersuchten Biogasanlagen ist zum Teil keine Entschwefelung notwendig. Eine Anlage verwendet Aktivkohle zur Adsorption von Schwefelverbindungen. Nach Gebrauch kann die mit Schwefel beladene Aktivkohle zur Düngung der Landwirtschaftsfläche eingesetzt werden. In einem einjährigen Gefäßversuch stellten Zorn, Marks & Schröter (2008) jedoch fest, dass die schwefelbeladene Aktivkohle nur wenig zur S-Ernährung von Pflanzen beitragen kann, da der Anteil wasserlöslichen Schwefels sehr gering ist. Des Weiteren kann die beladene Aktivkohle im Gegensatz zu elementarem Schwefel nicht zur Verbesserung der Phosphatverfügbarkeit beitragen, was mit ihrem trägen Reaktionsvermögen begründet wird (Zorn, Marks, & Schröter 2008). Die Umweltwirkungen einer Entsorgung der beladenen Aktivkohle werden durch diese Studie daher nicht berücksichtigt.

4.9 Direkte Methanemissionen der Anlage

Methanemissionen können in jedem Prozessschritt entlang der Biogasgewinnung auftreten. Bereits auf der Silageplatte findet ein Substanzabbau statt, in dessen Folge Methan freigesetzt wird. Für die regelmäßige Anlagenbeschickung wird die Silofolie geöffnet, aber auch bei geschlossener Substratabdeckung sind gewisse Undichtigkeiten nicht zu vermeiden. Weitere Emissionsquellen sind der Vorlagebehälter selbst sowie die Pump- oder Förderleitungen zwischen den einzelnen Anlagenkomponenten. An Fermentern und Nachgärern kann Methan durch die Tragluftdächer diffundieren, häufig ist auch der Abschluss mit der Betonwand nicht zu 100 % gasdicht (Abbildung 7). Methanemissionen treten des Weiteren an Gärrestlagern sowie bei der Verbrennung im BHKW auf. Die beschriebenen Emissionen werden unter dem Begriff ‚diffuser Methanschlupf‘ zusammengefasst.

Im Rahmen dieses Projektes wurde eine Gasleckagemessung an vier der fünf Biogasanlagen durchgeführt. Die Messungen fanden im Zeitraum zwischen dem 20.12.2010 und dem 28.02.2011 statt und wurden durch die Firma Esders GmbH aus Haselünne, Emsland, ausgeführt. Durch optische Gasferndetektion mittels Infrarot-Spektro-Radiometrie wurden mit einem GasCam-Gerät vorhandene Gasleckagen als Falschfarbenbild visualisiert (Abbildung 7).

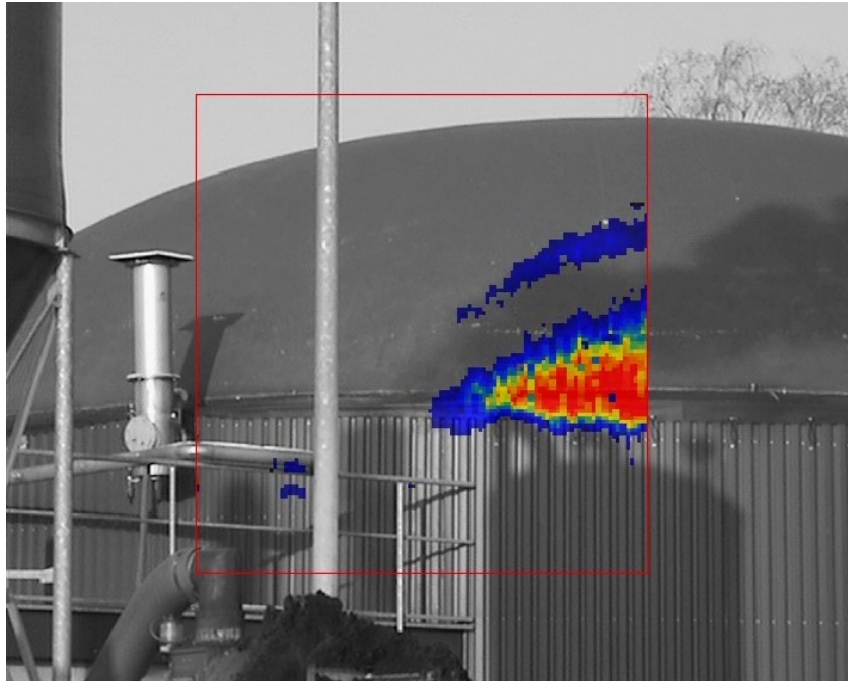


Abbildung 7: Visualisierung von austretendem Gas an der Behälterwand (Kohne 2010)

An den erfassten Leckagestellen wurden zusätzliche Gaskonzentrationsmessungen mittels der Gasmess- und Gasspürgeräte „Goliath“ und „SIGI Ex“ durchgeführt.

An drei der vier aufgenommenen Biogasanlagen konnten zum Teil erhebliche Gasmengen visualisiert werden. Die Undichtigkeiten traten vor allem am Behälterrand (Abbildung 8), dem Rührwerk und dem Schauglas auf.



Abbildung 8: Undichter Behälterrand mit Schwefelablagerungen (Kohne 2010)

Eine der aufgenommenen Biogasanlagen wurde durch die Messingenieure als gasdicht angesehen. Die gemessenen Gaskonzentrationen können nicht zur quantitativen Abschätzung der Methanverluste genutzt werden, da der Zeitbezug fehlt und somit keine Aussagen über die Gasmengen gemacht werden, die pro Zeiteinheit aus den Lecks emittieren. Allerdings konnten die Gasaustrittsstellen genau lokalisiert werden. Durch diese Kenntnis können BGA-Betreiber die Methanverluste ihrer Anlage minimieren.

Der diffuse Methanschluß an Biogasanlagen ist bisher nicht exakt quantifiziert, da er messtechnisch schwer zu erfassen ist (Clemens, Hafermann & Cuhls 2009). Zudem ist er abhängig von einer Vielzahl veränderlicher Parameter wie der Prozess- und Umgebungstemperatur oder der Substratzusammensetzung. Besonders hohe Methanemissionen können an nicht abgedeckten Gärrestlagern entstehen. Abhängig u.a. von der Substratart, der Anzahl der Prozessstufen, der Prozesstemperatur sowie der Verweilzeiten besitzt der Gärrest ein sogenanntes Restgaspotential. Die Bandbreite der Restmethanemissionen wird von Pehnt & Vogt (2007) mit 2,5 % - 15 % der insgesamt produzierten Biogas-Methanmenge angegeben. In der Literatur findet sich auch die weite Spanne von 0,1 % bis 21,8 % relativen Restgaspotentials bezogen auf die erzielte Methanausbeute pro Tonne Substratinput (FNR 2009). Im Rahmen einer Untersuchung der Methanemissionen an Biogasanlagen führten Liebetrau et al. (2010) genauere Messungen der Emissionen von drei offenen Gärrestlagern durch. Im Jahresmittel wurde eine Emission von 4,23 % des jährlichen Gesamtmethanertrages festgestellt, wobei Einzelwerte zwischen 1,43 % und 10,36 % auftraten. Die Messungen von Liebetrau et al. (2010) können aufgrund der geringen Stichprobenzahl die bisherigen Annahmen zwar nicht ablösen, können allerdings zur Eingrenzung der bisher angenommen Schranken herangezogen werden.

In vorausgegangenen Studien zur Umweltwirkung von Biogasanlagen werden bislang Schätzungen der diffusen Methanemissionen vorgenommen. Scholwin et al. (2006) setzen den diffusen Methanschluß unter Berufung auf ELTRA (2003) und Olesen et al. (2004) auf 1,8 % des jährlichen Methanertrages fest. Pehnt & Vogt (2007) verwenden in ihrer Studie ebenso den Wert von 1,8 %. Das Institut für Energie- und Umweltforschung (IFEU) setzt den diffusen Methanschluß der Gärstrecke auf 1 % des Methanertrages fest (Gärtner et al. 2008), diesen Wert verwendet auch Hundt (2010) in ihrer Studie. Diese genannten Werte zwischen 1 - 1,8 % beinhalten allerdings noch keine Emissionen aus offenen Gärrestlagern. Für diese setzen Gärtner, Münch & Reinhardt (2008) einen Basiswert von 2,5 % des jährlichen Methanertrages an, sowie einen Höchstwert von 15 %. Hundt (2010) verwendet in ihren Berechnungen einen Satz von 5 %. In der vorliegenden Studie werden drei Anlagen mit offenen Gärrestlagern untersucht (BGA 2, BGA 3 und BGA 5). Bei BGA 2 ist das offene Gärrestlager einem gasdichten nachgeschaltet. Wegen der verlängerten Verweilzeit in gasdichten Behältern wird in der von Gärtner, Münch & Reinhardt (2008) angegebenen Spannweite mit 3 % ein Wert am unteren Ende der Skala festgesetzt. Für BGA 3 erfolgt ein Vergleich mit einer in ihren Prozessparametern ähnlichen Anlage, die am Biogasmessprogramm II beteiligt war (FNR 2009). Diese wies bei Messungen ein Restgaspotential von rund 3,5 m³ Methan pro Tonne Gärrest auf. Diese Menge entspricht in Umrechnung auf den Methanertrag mengenmäßig in etwa dem Ansatz von Hundt (2010) in Höhe von 5 % des jährlichen Gesamtmethanertrages, weswegen in dieser Studie für BGA 3 ebenfalls 5 % angesetzt werden. Bei BGA 5 werden im Winter rund 35 % des gesamten Gärrestes aus einem gasdichten Behälter in einen offenen Behälter umgepumpt. Der Gärrest

befindet sich ausschließlich im Winter sowie nach einer verlängerten Verweilzeit in gasdichten Behältern im offenen Behälter. Hier werden analog BGA 2 Methanemissionen in Höhe von 3 % des jährlichen Methangesamtertrages festgesetzt. Da jedoch nur 35,4 % des gesamten jährlich anfallenden Gärrestes im offenen Behälter gelagert werden, verringert sich der prozentuale Anteil des emittierten Methans auf 1,06 % des jährlichen Gesamtertrages. In Tabelle 25 sind die Methanemissionen für den diffusen Schlupf sowie eventuell vorhandene offene Gärrestlager aller untersuchten Anlagen zusammengefasst.

Tabelle 25: Methanemission in % des jährlichen Gesamtmethanertrages

Herkunft	BGA 1 Südnie- dersachsen	BGA 2 Lüneburger Heide	BGA 3 Veredelungs- region	BGA 4 Milchvieh- region	BGA 5 Mischregion
Diffuser Methanschlupf	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8
Gärrestlager	0	3	5	0	1,06

4.10 Wärmenutzung

Die im BHKW erzeugte Wärme wird von den untersuchten Anlagen für unterschiedliche Zwecke und in unterschiedlichen Ausmaßen genutzt. Im Folgenden sind die Sachbilanzdaten für die Verwendung der Wärme zur Beheizung von Gebäuden, zur Holz- und Getreidetrocknung sowie für die Kochendwasserbereitung für die Melkstanddesinfektion dargelegt.

4.10.1 Beheizung von Gebäuden

In Tabelle 26 sind die jährlich bereitgestellten Wärmemengen für die Beheizung von Gebäuden aufgeführt. Die Anlagen BGA 1 und BGA 2 nutzen ihre BHKW-Abwärme nicht für die Gebäudebeheizung und sind deshalb nicht in dieser Tabelle erwähnt.

Tabelle 26: Wärmemenge zur Beheizung von Gebäuden in MWh_{th} pro Jahr

	BGA 3 Veredelungs- region	BGA 4 Milchvieh- region	BGA 5 Mischregion
	[MWh _{th} /a]		
Beheizung Schweinstall	56,0		
Beheizung Wohnhäuser	200,0	836,0	507,0
Beheizung Freizeiteinrichtung	844,8		

Die Anlagen BGA 2 und BGA 3 liefern über Wärmeleitungen die Wärme an verschiedene Gebäude. Je nach Struktur des Versorgungsgebietes liegen die Wärmeverluste in Nahwärmenetzen im Schnitt zwischen 8 und 15 % (BMU 2003). Die Wärmeleitungen von BGA 3 ist mit 50 bis 200 Metern Länge relativ kurz, weswegen in den Berechnungen der Nutzwärme von einem Wärmeverlust von 8 %

ausgegangen wird. Tabelle 27 zeigt für BGA 3 die Wärmeabgabe pro Jahr sowie bezogen auf die funktionelle Einheit. Bei der Berechnung der Wärmemenge zur Beheizung von Schweineställen wird ein Wert von 70 kWh_{th} pro Tierplatz und Jahr angesetzt (KTBL 2009).

Tabelle 27: Wärmeverteilung für BGA 3 Veredelungsregion

	Wärmemenge [MWh _{th} /a]	Wärme pro kWh _{el} [kJ]	Netzverluste [%]	Nutzwärme pro kWh _{el} [kJ]
Stall	56,0	43,93	8	40,68
Wohnhaus	200,0	156,9	8	145,29
Freizeiteinrichtung	844,8	662,8	8	613,7

Bei BGA 4 werden 17 benachbarte Haushalte über ein Nahwärmenetz mit Wärme versorgt. Die Länge des Nahwärmenetzes wird mit 750 Metern abgeschätzt. Die Materialaufwendungen werden nach Fritsche (2004) modelliert. Für das Nahwärmenetz von BGA 4 wird von durchschnittlichen Netzverlusten in Höhe von 10 % ausgegangen (siehe Tabelle 28).

Tabelle 28: Wärmeverteilung für BGA 4 Milchviehregion

	Wärmemenge [MWh _{th} /a]	Wärme pro kWh _{el} [kJ]	Netzverluste [%]	Nutzwärme pro kWh _{el} [kJ]
17 Wohnhäuser	836	699,9	10	636,28

In der fünften Biogasanlage wird die Wärme innerhalb des Betriebes zur Beheizung eines Sozialraumes sowie dreier anlagennaher Wohngebäude verwendet. Mit der Wärme wird des Weiteren Wasser für die Kochendwasserreinigung der Melkanlage erhitzt. Die Wärme, die durch das externe BHKW erzeugt wird, wird in ein Nahwärmenetz eingespeist, welches 12 Wohnhäuser versorgt.

Tabelle 29: Wärmeverteilung für BGA 5 Mischregion

	Wärmemenge [MWh _{th} /a]	Wärme pro kWh _{el} [kJ]	Netzverluste [%]	Nutzwärme pro kWh _{el} [kJ]
3 Wohnhäuser, Sozialraum	391,3	266,07	8	244,78
Desinfektion Melkstand	265	180,19	0	180,19
12 Wohnhäuser	116,7	78,84	10	70,96

4.10.2 Holz- und Getreidetrocknung

Alle untersuchten Anlagen setzen einen Teil der BHKW-Abwärme für die Trocknung von Holz ein. Über die getrockneten Holzmengen liegen zum Teil Angaben in der Einheit m³ vor. Für die

Umrechnung von Schüttn Metern in Festmetern wird der Faktor 2,43, für die Umrechnung von Raummetern in Festmetern der Faktor 1,43 verwendet (Hartmann 2009). Es wird von einem Frischgewicht von 675,7 kg pro Festmeter ausgegangen (Hartmann 2009). Für BGA 1 und BGA 4 liegen keine Angaben über die getrocknete Holzmenge vor. Für diese Betriebe wird eine Holzmenge von 1.000 m³ Scheitholz pro Jahr geschätzt. Die eingesetzte Wärmemenge wird von diesen beiden Betrieben nicht gesondert erfasst. BGA 2 nutzt zudem die BHKW-Wärme zur Trocknung von Getreide. Tabelle 30 zeigt die jährlichen Mengen, die in die Holz und Getreidetrocknung eingehen.

Tabelle 30: Übersicht der getrockneten Holz- und Getreidemengen

	BGA 1 Südnieder- sachsen	BGA 2 Lüneburger Heide	BGA 3 Veredelungs- region	BGA 4 Milchvieh- region
	[t/a]			
Scheitholz	472	578,8		472
Hackschnitzel		486,6	333,7	
Getreide		400		

4.11 Äquivalenzprozesse der Gutschriften

Im Kapitel 3.10 ist aufgezeigt worden, dass für den Vergleich der verschiedenen Produktionssysteme die Einführung von Äquivalenzprozessen notwendig ist.

Eines der Kuppelprodukte der Biogasanlagensysteme ist Wärme, die für verschiedene Bereiche effektiv genutzt werden kann. Hierzu gehören die Heizung von Gebäuden (siehe folgenden Abschnitt), Holz Trocknung (siehe Abschnitt 4.11.2), Getreidetrocknung (siehe Abschnitt 4.11.3) sowie die Heißwasserbereitung für Desinfektionszwecke (siehe Abschnitt 4.11.4).

Des Weiteren ist Gärrest als Düngemittel einsetzbar und substituiert mineralische Düngemittel (siehe Abschnitt 4.11.5). Bei der Behandlung des Wirtschaftsdüngers werden alternative Lagerungssysteme der Tierexkremate und der damit verbundenen Umweltwirkungen ersetzt (siehe Abschnitt 4.11.6).

4.11.1 Beheizung von Gebäuden

Die Nutzwärme wird im Äquivalenzprozess bei BGA 3 durch eine Zentralheizung für leichtes Heizöl mit einer Leistung von 100 kW bereitgestellt. Bei BGA 4 wird von kleineren Wohneinheiten ausgegangen, hier wird die Nutzwärme durch eine Zentralheizung für leichtes Heizöl mit atmosphärischem Brenner mit einer Leistung von 0,01 MW mit einem Nutzungsgrad von 85 % erzeugt. Im Äquivalenzprozess von BGA 5 wird für die hofnahen Gebäude die Wärme durch eine Zentralheizung für leichtes Heizöl mit einer Leistung von 0,1 MW produziert. Die an das Nahwärmenetz angeschlossenen Gebäude beziehen im Äquivalenzprozess die Nutzwärme von einer Zentralheizung für leichtes Heizöl mit einer Leistung von 0,01 MW.

4.11.2 Holz Trocknung

Waldfrisches Holz hat einen Wasseranteil von rund 50 % und einen Heizwert von durchschnittlich 2 kWh_{th} pro kg. Bei der Verbrennung von frischem Holz wird viel Energie für die Verdampfung des

Wassers benötigt. Wird der Wasseranteil des Holzes durch eine Trocknung herabgesetzt, kann bei einer Verbrennung mehr thermische Energie nach außen abgegeben werden. Der Heizwert von lufttrockenem Holz liegt bei durchschnittlich 4 kWh_{th} (Hartmann 2009) und ist demnach doppelt so hoch wie bei waldfischem Holz.

Wird Holz ohne die Zuhilfenahme von trocknungstechnischen Einrichtungen zur Belüftung und Beheizung getrocknet, spricht man von natürlicher Trocknung. Das Ergebnis einer natürlichen Holz-trocknung ist unter anderem stark abhängig vom Witterungsverlauf, von der Stapel- bzw. Schütthöhe sowie der Art der Abdeckung. Die Zuhilfenahme von Abwärme aus dem Blockheizkraftwerk einer Biogasanlage entspricht einer technischen Trocknung. Eine technische Trocknung verhindert aufgrund der im Vergleich zur Naturtrocknung deutlich verkürzten Dauer einen mikrobiellen Abbau der Holzsubstanz. Feuchtes Holz wird durch Pilze und Bakterien abgebaut. Erst wenn die Holzfeuchte unter 30 % sinkt, sind die Lebensbedingungen für die meisten holzabbauenden Organismen so ungünstig, dass kein relevanter Holzabbau mehr stattfindet.

Im Äquivalenzprozess wird als Trocknungsverfahren die Naturtrocknung verwendet, da diese das Standardverfahren für Brennholz ist. Für die Modellierung des Äquivalenzprozesses wird ein Trockenmasseverlust von 10 % bei der Naturtrocknung veranschlagt (Gjølsjø 1988; Heding 1990). Die Heizwerte werden für einen Wasseranteil von 15 % nach der technischen Trocknung mithilfe der BHKW-Abluft sowie von 30 % nach der natürlichen Trocknung angesetzt. Durch den Substanzabbau sowie den höheren Wasseranteil ergibt sich bei der natürlichen Trocknung pro eingesetzter Tonne waldfischen Holzes ein um 614 kWh_{el} geringerer Gesamtheizwert als bei der technischen Trocknung (siehe Tabelle 31). Für die Berechnung der Nutzwärme wird ein Wirkungsgrad der Holzfeuerstätte von 68 % festgelegt (Bauer 2007).

Tabelle 31: Heizwertberechnung für 1.000 kg frisches Waldholz (Wassergehalt 50 %)

Trocknungs- verfahren	Trocken- masse- verlust [%]	Trocken- masse [kg]	Wasseran- teil nach Trocknung [%]; [kg]	Holzgewicht nach Trocknung [kg]	Heizwert [kWh _{th} /kg]	Heizwert [kWh _{th}]
BHKW- Abwärme	0	666,6	15; 99,99	766,59	4,23	3242,68
Natur- trocknung	10	600,0	30; 180	780,0	3,37	2628,60
					Differenz	614,08

Damit eine Nutzengleichheit zwischen Basis- und Referenzszenario erzielt wird, muss die Energiedifferenz im Äquivalenzprozess durch eine zusätzliche Wärmequelle bereitgestellt werden. Dies geschieht durch eine Zentralheizung für leichtes Heizöl mit einer Leistung von 100 kW. In Tabelle 32 sind die Gesamtwärmemengen aufgeführt, die im Referenzsystem durch die Ölheizung bereitgestellt werden müssen, da das Holz im Referenzszenario einen geringeren Heizwert hat als im Basisszenario.

Tabelle 32: Im Äquivalenzsystem bereitgestellte Wärmemengen für die Heizwertverluste durch verminderte Holz Trocknung

	Einheit	BGA 1 Südnie- dersachsen	BGA 2 Lüneburger Heide	BGA 3 Veredelungs- region	BGA 4 Milchvieh- region
Menge Scheitholz	[t]	472	578,8	0	472
Menge Hackschnitzel	[t]	0	486,6	333,7	
Energiedifferenz	[MWh _{th}]	289,8	654,2	204,87	289,8
Energiedifferenz pro kWh _{el}	[kWh _{th} /kWh _{el}]	0,0583	0,1113	0,0446	0,0674

Das schnellere Abtrocknen durch den Einsatz von BHKW-Abwärme hat den positiven Nebeneffekt, dass eine geringere Pilzbelastung auftritt. So ist das Personal von Holzhöfen einer geringeren Sporenbelastung der Atemluft ausgesetzt. Zu diesem gesundheitlichen Vorteil für das Holzhofpersonal kommt eine regelmäßige Arbeitsauslastung. Diese sozialen Effekte der technischen Holz Trocknung sind allerdings nicht Untersuchungsgegenstand einer Ökobilanz und sollen an dieser Stelle lediglich verbale Erwähnung finden.

4.11.3 Getreidetrocknung

In einem der untersuchten Betriebe wird die produzierte Wärme zur Trocknung von Getreide verwendet. Im Referenzprozess wird das Getreide durch einen strombetriebenen Durchlauf-Warmlufttrockner von einem Feuchtegehalt von 18 % auf 14 % abgetrocknet. Die erforderliche Nettoheizleistung des Durchlauf Trockners wird nach KTBL (2008) auf 1,25 kWh_{el}/kg festgesetzt.

Aufgrund des Bezuges auf die funktionelle Einheit wird im Äquivalenzprozess diejenige Strommenge verwendet, die nötig ist, um 0,084 kg Getreide zu trocknen (siehe Tabelle 33). Für die Stromproduktion dieser Strommenge wird der deutsche Strommix zugrunde gelegt.

Tabelle 33: Kenndaten der Getreidetrocknung BGA 2 Lüneburger Heide

	Einheit	
Getreidemenge	[t]	400
Nettoheizleistung	[kWh _{el} /kg]	1,25
Stromverbrauch für Trocknung	[MWh _{el}]	500
Stromverbrauch pro kWh _{el}	[kWh _{el} /kWh _{el}]	0,105
Getrocknete Getreidemenge pro kWh _{el}	[kg/kWh _{el}]	0,084

4.11.4 Melkstanddesinfektion

Ein Teil der BHKW-Wärme wird in BGA 5 zur Heißwasserbereitung für die Kochendwasserreinigung der auf dem Betriebsgelände befindlichen Melkanlage verwendet. Die Desinfektion des Melkstandes geschieht im Referenzszenario als sogenannte Zirkulationsreinigung. Dieses Reinigungsverfahren wird in Deutschland sehr häufig eingesetzt und beruht auf dem Zusammenwirken von keimtötenden Chemikalien, Temperatur und Turbulenzen (AEL 1994). Die Zirkulationsreinigung im Referenzszenario verwendet je zur Hälfte ein saures und ein alkalisches Reinigungsmittel. In Tabelle 34 sind die benötigten Chemikalienmengen für die Melkstanddesinfektion der BGA 5 hergeleitet.

Tabelle 34: Kenndaten Chemikalienverbrauch der Melkstanddesinfektion im Referenzsystem zu BGA 5 Mischregion

	Einheit	
Zu reinigende Oberfläche	[m ²]	31
Melkzeiten	[Stück/Tag]	3
Spülmittel	[kg/Melkzeit]	6,531
Gesamtmenge	[l/a]	7.151
Reinigungsmittel, davon:		
alkalisch	[l/a]	3.576
sauer	[l/a]	3.576

Die Hauptkomponenten der verwendeten Chemikalien werden in Tabelle 35 aufgeschlüsselt. Die Einsparung dieser Chemikalienmengen durch die Verwendung der Kochendwasserdesinfektion wird der Biogasanlage gutgeschrieben. Die Umweltwirkungen durch die Herstellung dieser Chemikalien werden mithilfe der Ecoinvent-Datenbanken abgeschätzt.

Tabelle 35: Stoffbezeichnungen und -mengen der Reinigungsmittel für die Zirkulationsreinigung

	Stoffbezeichnung	Menge [kg/a]
Alkalisches Reinigungsmittel	Natriumhypochlorit, 15 % in H ₂ O	929,7
	Kaliumhydroxid	929,7
	Natriumsilikat	581,1
Saures Reinigungsmittel	Schwefelsäure	518,5
	Alkoholethoxylate	207,4
	Phosphorsäure	1.555,4

Für die Zirkulationsreinigung wird neben der beschriebenen Chemikalienmenge zudem warmes Wasser benötigt. Der Stromverbrauch zum Aufheizen wird nach AEL (1994) berechnet (Tabelle 36). Im Äquivalenzprozess wird dieser Energiebedarf durch den deutschen Strommix bereitgestellt.

Tabelle 36: Kenndaten Stromverbrauch der Melkstanddesinfektion im Referenzsystem zu BGA 5 Mischregion

	Einheit	
Zu reinigende Oberfläche	[m ²]	31
Stromverbrauch pro Reinigung	[kWh/m ²]	1,7
Anzahl Reinigungen	[Stück/Tag]	3
Gesamtstromverbrauch	[MWh/a]	57,71

4.11.5 Substitution von Mineraldünger

Das Kuppelprodukt Gärrest wird zur Düngung von Ackerkulturen eingesetzt, so dass Mineraldünger eingespart werden kann. Nach Gutser et al. (2010) kann für Gärrest bezüglich Stickstoff im Mittel ein Mineraldünger-Äquivalent von 60 % angesetzt werden, so dass 60 % des im Gärrest enthaltenden Stickstoffs Stickstoffmineraldünger substituieren. Für die Nährstoffe Kalium und Phosphor wird von einer Verfügbarkeit von 100 % ausgegangen. Die vermiedenen potenziellen Umweltwirkungen durch die Produktion von Mineraldünger werden mit Hilfe von Umberto[®]-Modulen dargestellt, die einen Mix der in Deutschland verwendeten Mineraldünger beschreiben. In dem Fall, dass Wirtschaftsdünger als Substrat in die Biogasanlage eingehen, muss berücksichtigt werden, dass auch diese einen Düngewert besitzen und ohne Verwertung in der Biogasanlage als Düngemittel eingesetzt worden wären. Aus diesem Grunde wird der Düngewert des Gärrests mit dem des in die Biogasanlage eingehenden Wirtschaftsdüngers abgeglichen bzw. verrechnet.

4.11.6 Behandlung des Wirtschaftsdüngers

Im Vergleich zur konventionellen Lagerung wird durch die Verwertung des Wirtschaftsdüngers in der Biogasanlage das Methanbildungspotenzial verringert. Zudem werden bei einem abgedeckten Gärrestlager auch die Ammoniakemissionen reduziert. Die Berechnung von Methanemissionen aus der konventionellen Lagerung ist nach BMVEL/UBA (2002) mit großen Unsicherheiten behaftet, kann aber in einem ersten Ansatz über das Methan-Bildungspotenzial erfolgen. Nach Heyer (1994) wird dieses anhand der Methanproduktion aus den Exkrementen und des Methankonversionsfaktors in Abhängigkeit vom Lagerungssystem berechnet. Die in dieser Studie verwendeten Methanemissionsfaktoren werden anhand der in (BMVEL/UBA 2002) angegebenen Methan-Bildungspotenziale berechnet. Für die Umrechnung auf m³ Wirtschaftsdünger wird der Gülleanfall pro Tier nach der Düngemittelverordnung verwendet bzw. für Hühnertrockenkot die anfallende Menge aus (KTBL 2009) entnommen. Für die Berechnung des Konversionsfaktors zur Berücksichtigung der Lagerungssysteme wird ein Durchschnitt aus den in (Heyer 1994) angegebenen Anteilen der Lagerungssysteme in Westeuropa herangezogen. Eine Übersicht der verwendeten Parameter und der Emissionsfaktoren ist in Tabelle 37 aufgeführt.

Tabelle 37: Parameter für die Berechnung des Methan-Emissionsfaktors

Wirtschafts- dünger	Methan- bildungs- potenzial [kg/(Tier·Jahr)]	Exkreme- mente [m ³ /(Tier·Jahr)]	Methan- bildungs- potenzial [kg/m ³]	Durchschnittl. Konversions- faktor [%]	Emissions- faktor [kg/m ³]
Rindergülle	345	20	17	7,6	1,4
Schweinegülle	32	1,5	21	12	2,5
		[kg/(Tier·Jahr)]	[kg/kg]		[kg/kg]
Hühnertrocken- kot	2,4	30	0,08	10	0,008

Die Ammoniakemissionsfaktoren für die Lagerung der Exkreme-
mente werden Haenel (2010) entnommen. Bezüglich der Lagerung der Rindergülle wird angenommen, dass der Behälter mit einer natürlichen Schwimmkruste abgedeckt ist, so dass die Ammoniakemissionen um 70 % gemindert werden. Bei der Schweinegülle wird von einer Lagerung unter Spaltenböden ausgegangen.

5. Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für das Basisszenario

Dieses Kapitel fasst die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die in Abschnitt 3.12 vorgestellten Wirkungskategorien zusammen. Hierbei handelt es sich um folgende Kategorien und Kennwerte:

1. Klimawandel,
2. Versauerung,
3. Eutrophierung,
4. Fossiler Ressourcenverbrauch
5. Kumulierter Energieaufwand und
6. Bedarf an landwirtschaftlicher Fläche.

In diesem Kapitel werden zunächst die Ergebnisse für das Basisszenario vorgestellt. Diese umfassen die fünf Biogasanlagensysteme

- BGA 1 für die Ackerbauregion Niedersachsen,
- BGA 2 für die Ackerbauregion Lüneburger Heide,
- BGA 3 für die Veredelungsregion,
- BGA 4 für die Milchviehregion und
- BGA 5 für die Mischregion.

Für diese Szenarien gilt als Referenzlandnutzung Grünbrache, deren Umweltwirkungen direkt bei der landwirtschaftlichen Produktion der Biomasse als Gutschrift einberechnet werden. Der Wert für den Marginalstrom als Referenzsystem ist in den Diagrammen jeweils als gestrichelte Linie angezeigt. Die Ergebnisse werden hinsichtlich der dominierenden Lebenswegabschnitte und der Beiträge der einzelnen Wirksubstanzen analysiert.

5.1 Klimawandel

Die Wirkungskategorie ‚Klimawandel‘ aggregiert alle Emissionen, die zur globalen Erwärmung beitragen. Als Indikator wird das Treibhauspotenzial mit der Einheit kg CO₂-Äquivalente verwendet. Die folgende Abbildung 9 zeigt die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung bezüglich der Kategorie ‚Klimawandel‘ für das Basisszenario bezogen auf die funktionelle Einheit von 1 kWh_{el} eingespeistem Strom. Gutschriften durch Äquivalenzprozesse führen zu negativen Werten. Die Nettoergebnisse, in denen die Gutschriften berücksichtigt werden, sind jeweils als separate Säule dargestellt. Das Treibhauspotenzial des Referenzsystems ist im Diagramm als gestrichelte Linie angegeben und beträgt 789 g CO₂-Äquivalente/kWh_{el}.

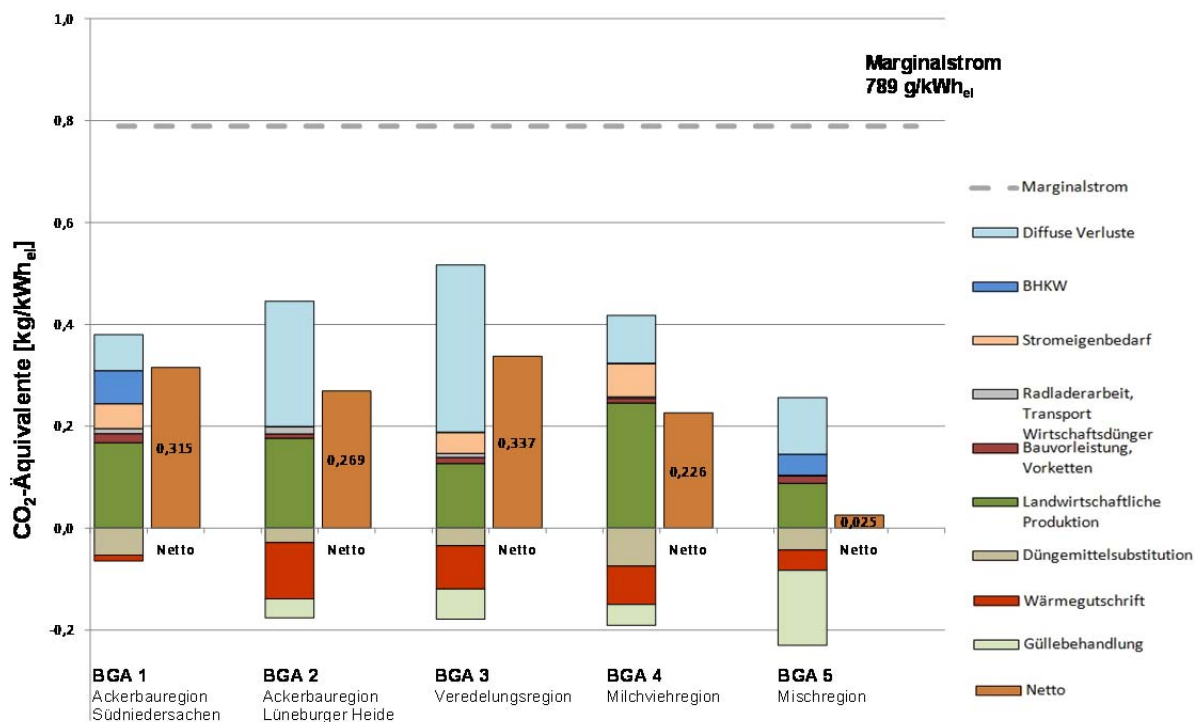


Abbildung 9: Ergebnisse der Wirkungskategorie ‚Klimawandel‘ für das Basisszenario

Bezüglich des Klimawandels schneiden alle untersuchten Biogasanlagen besser als das Referenzsystem ab. Am vorteilhaftesten unter den Biogasanlagen ist BGA 5 in der Mischregion mit 25 g CO₂-Äquivalenten. Für die Erzeugung von einer kWh_{el} werden im Vergleich zum Referenzsystem an dieser Anlage somit 764 g CO₂-Äquivalente eingespart. Mit großem Abstand folgen BGA 4 der Milchviehregion mit 226 g CO₂-Äquivalenten und BGA 2 der Ackerbauregion Lüneburger Heide mit 269 g CO₂-Äquivalenten. Die höchsten Nettowerte in der Wirkungskategorie ‚Klimawandel‘ weisen die BGA 1 der Ackerbauregion Südniedersachsen mit 315 g CO₂-Äquivalenten und die BGA 3 der Veredelungsregion mit 337 g CO₂-Äquivalenten auf.

Für alle Biogasanlagen gilt, dass an den klimarelevanten Emissionen die landwirtschaftliche Substratproduktion und die diffusen Verluste beim Anlagenbetrieb die Hauptanteile aufweisen, Bauleistungen und deren Vorketten sowie Transportvorgänge auf der Anlage sind weniger bedeutend. Die folgende Tabelle 38 fasst die Anteile der einzelnen Lebenswegabschnitte an den erzeugten klimawirksamen Emissionen zusammen.

Tabelle 38: Dominanzanalyse für die Wirkungskategorie ‚Klimawandel‘: Prozentuale Anteile der Lebenswegabschnitte an den klimawirksamen Emissionen

	BGA 1 Südnie- dersachsen	BGA 2 Lüneburger Heide	BGA 3 Veredelungs- region	BGA 4 Milchvieh- region	BGA 5 Mischregion
Landwirtschaftliche Produktion	44,1 %	39,6 %	24,5 %	58,8 %	34,3 %
Bauvorleistung	4,75 %	1,92 %	2,28 %	2,23 %	5,57 %
Transport Wirtschaftsdünger	0 %	0,60 %	0,06 %	0,10 %	0 %
Radladerarbeit/ Biogasanlage	2,58 %	2,45 %	1,49 %	0,65	0,60 %
Stromeigenbedarf/ Biogasanlage	12,9 %	0 %	7,94 %	15,5 %	0 %
BHKW	17,0 %	0,19 %	0,17 %	0,27 %	16,1 %
Diffuse Verluste/ Biogasanlage	18,6 %	55,3 %	63,5 %	22,5 %	43,4 %

Zu den treibhausrelevanten Emissionen tragen in erster Linie fossiles Kohlendioxid, Methan und Distickstoffmonoxid bei, wobei deren Anteile am Gesamtwert bei jeder Biogasanlage unterschiedlich sind. Bei BGA 1 weist Kohlendioxid mit 54 % den größten Anteil am Gesamtwert auf. Emissionsquelle ist zu einem Drittel die landwirtschaftliche Produktion einschließlich des Substrattransports. Hierbei sind rund zwei Drittel auf die Produktion der Düngemittel zurückzuführen, ein Drittel wird durch die maschinellen Arbeitsleistungen verursacht. Die restlichen Kohlendioxidemissionen entstammen dem Zündölanteil, der im BHKW umgesetzt wird, und dem Eigenstrombedarf für den Betrieb der Anlage. Zweitgrößten Anteil an den Klimawirkungen hat bei BGA 1 mit 26 % die Emission von Distickstoffmonoxid, welches nahezu vollständig der Produktion der Stickstoffdünger und deren Ausbringung auf die landwirtschaftlichen Flächen zuzuordnen ist. Der restliche Anteil von 20 % wird Methan zugeschrieben, welches diffus von der Silageplatte, dem Fermenter und dem Gärrestlager entweicht.

Bei der Biogasanlage BGA 2 sind die Emissionsanteile am Klimawandel wie folgt aufgeteilt: Kohlendioxid und Distickstoffmonoxid mit gleichen Anteilen von 18 % sowie Methan mit 64 %. Der höhere Anteil von Methan ist vor allem durch das offene Gärrestlager zu erklären. Distickstoffmonoxid ist analog zu BGA 1 hauptsächlich der landwirtschaftlichen Produktion, insbesondere der Stickstoffausbringung, anzulasten. Kohlendioxid entsteht bei den maschinellen Aufwendungen und der Produktion der Düngemittel, wobei in diesem Fall aufgrund der Berechnung der Anteil des Maschineneinsatzes größer als bei BGA 1 ist.

Die Treibhausgasbilanz der BGA 3 ist dominiert durch die diffusen Verluste, welche hauptsächlich den offenen Gärrestlagern zuzurechnen sind. Die Methanemissionen, die hierdurch und an den übrigen Anlagenkomponenten freigesetzt werden, machen 67 % am Gesamtwert aus. Die Kohlendioxid- und

Distickstoffmonoxidemissionen sind ähnlich der vorher beschriebenen BGA-Systeme der Landwirtschaft und dem Strombezug anzulasten.

Die BGA 4 zeichnet sich durch den Input von Grassilage aus, deren Anbau relativ stickstoffintensiv ist. Die daraus resultierenden Emissionen an Distickstoffmonoxid führen mit 39 % zu einem vergleichsweise hohen Anteil an den klimawirksamen Emissionen. Die Methanemissionen entstammen den diffusen Verlusten auf der Anlage, die Kohlendioxidemissionen sind dem Stromeigenbedarf und der landwirtschaftlichen Substratbereitstellung zuzuschreiben.

Die Biogasanlage mit den geringsten treibhausrelevanten Emissionswerten, BGA 5, weist auch die absolut geringsten Emissionen in der landwirtschaftlichen Produktion auf. Ursache dafür ist der vergleichsweise hohe Gülleinput mit einer damit einhergehenden reduzierten Zugabe von Anbau-biomasse. Durch diesen mengenmäßig relativ geringen Substratanbau fallen die Aufwendungen und Emissionen der Landwirtschaft entsprechend geringer aus. Die meisten Treibhausgase werden bei BGA 5 durch diffuse Verluste entlang der Gärstrecke und an einem offenen Gärrestlager emittiert. Ein Großteil (45 %) der Treibhausemissionen von BGA 5 ist daher dem Methanausstoß zuzuschreiben.

Eine Zusammenfassung der Beitragsanalyse findet sich in Tabelle 39.

Tabelle 39: Beiträge und Anteile der Emissionen in der Wirkungskategorie ‚Klimawandel‘

	BGA 1 Südnie- dersachsen	BGA 2 Lüneburger Heide	BGA 3 Veredelungs- region	BGA 4 Milchvieh- region	BGA 5 Mischregion
	[g CO ₂ -Äq./kWh _{el}]				
Kohlendioxid	205 (54 %)	80 (18 %)	108 (21 %)	134 (32 %)	101 (39 %)
Distickstoffmonoxid	99 (26 %)	80 (18 %)	52 (10 %)	163 (39 %)	40 (16 %)
Methan	76 (20 %)	285 (64 %)	356 (69 %)	121 (29 %)	115 (45 %)
Gesamt (ohne Gutschriften)	380	445	516	418	256

Bei der Berechnung der potenziellen klimawirksamen Umweltwirkungen können für die Biogas-anlagensysteme Gutschriften berücksichtigt werden, wenn die als Nebenprodukte erzeugte Wärme und Gärreste effektiv genutzt werden. Ebenso tragen Anlagen mit Wirtschaftsdüngerinput zur Verminderung des Methanbildungspotenzials bei, so dass CO₂-Äquivalente gutgeschrieben werden können. Die Höhe der Gutschriften und ihre prozentuale Aufteilung kann Tabelle 40 entnommen werden.

Die Gutschriften von BGA 1 teilen sich zu 82 % auf die Düngemittelsubstitution und zu 12 % auf die Holztrocknung auf. Diese Anlage verwendet keinen Wirtschaftsdünger, weshalb sie auch keine Gutschriften für dessen Behandlung erhält. Da die Wärme an dieser Anlage lediglich für die Holztrocknung verwendet wird, fallen die Gutschriften für Wärmenutzung für BGA 1 mit 12 g CO₂-Äq./kWh_{el} im Vergleich mit den anderen Anlagen am niedrigsten aus.

Die höchsten Gutschriften für die Wärmenutzung liegen mit insgesamt 111 g CO₂-Äq./kWh_{el} bei BGA 2 vor, den Ausschlag hierfür geben die Gutschriften für die Getreidetrocknung in Höhe von 85 g CO₂-Äq./kWh_{el}. Des Weiteren werden BGA 2 Wirtschaftsdüngerbehandlung und die

Düngemittelsubstitution gutgeschrieben, die allerdings durch den dominanten Anteil der Getreidetrocknung nur einen relativ geringen Beitrag an den Gesamtgutschriften haben (21 bzw. 16 %).

Tabelle 40: Ergebnisübersicht und prozentuale Aufteilung der Gutschriften in der Wirkungskategorie ‚Klimawandel‘

	BGA 1 Südnie- dersachsen	BGA 2 Lüneburger Heide	BGA 3 Veredelungs- region	BGA 4 Milchvieh- region	BGA 5 Mischregion
	[g CO ₂ -Äq./kWh _{el}]				
Wirtschaftsdüngerbehandlung		37 (21 %)	60 (33 %)	41 (21 %)	148 (64 %)
Düngemittelsubstitution	53 (82 %)	29 (16 %)	35 (19 %)	75 (39 %)	43 (19 %)
Holztrocknung	12 (18 %)	26 (15 %)	10 (6 %)	15 (8 %)	
Getreidetrocknung		85 (48 %)			
Gebäudebeheizung			75 (41 %)	60 (31 %)	29 (13 %)
Kochendwasserdesinfektion					11 (5 %)
Gesamtgutschriften	65	177	180	191	231

Die BGA 3 bezieht 41 % ihrer Gutschriften aus der Beheizung von Gebäuden. Weitere 33 % der Gutschriften dieser Anlage entstehen durch die Behandlung von Wirtschaftsdünger, 19 % durch die Substitution von Mineraldünger. Der Anteil der Holztrocknung an den Gesamtgutschriften ist mit 6 % eher gering.

Für BGA 4 zeigt Tabelle 40, dass diese Anlage ihre Gutschriften zu 39 % aus der Düngemittelsubstitution bezieht. Mit weiteren 31 % folgt anteilmäßig die Gutschrift für Gebäudebeheizung durch das Nahwärmenetz. Für die Wirtschaftsdüngerbehandlung fallen weitere 21 %, für die Holztrocknung schließlich noch 8 % an.

Die höchsten Gutschriften erhält BGA 5 für die Wirtschaftsdüngerbehandlung, die 64 % der Gesamtgutschriften für diese Anlage ausmachen. Weitere 19 % fallen durch die Düngemittelsubstitution an. Für die Nutzung der BHKW-Abwärme erhält diese Anlage insgesamt 30 % der Gesamtgutschrift, welche sich wiederum in 19 % für die Gebäudebeheizung und 5 % für die Kochendwasserdesinfektion des Melkstandes aufteilen.

Im Vergleich zwischen den Anlagen zeigt sich, dass der höchste absolute Wert für eine Gutschrift von BGA 5 im Bereich der Wirtschaftsdüngerbehandlung mit einer Höhe von 148 g CO₂-Äquiv./ kWh_{el} erreicht wird. Darauf folgt die Gutschrift für die Getreidetrocknung an der BGA 2 in Höhe von 85 g CO₂-Äquiv./ kWh_{el}. Dieser Wert liegt über den Gutschriften für Gebäudebeheizung der Anlagen BGA 3 und BGA 4 in Höhe von 75 bzw. 60 CO₂-Äq./kWh_{el}. Die geringsten Gutschriftenbeiträge liefern die Holztrocknung und die Behandlung von Hühnertrockenkot. Dennoch konnte BGA 2 durch den dort erfolgten größeren Mengendurchsatz im Bereich der Holztrocknung relativ hohe Gutschriften erzielen.

Für die Kategorie ‚Klimawandel‘ sind der landwirtschaftliche Anbau von Silomais der Systeme BGA 1, BGA 2, BGA 3 und BGA 5 näher untersucht worden. Für diese Biogasanlagen liegen die Schlagdateien für den Silomaisanbau vor. Da für die BGA 4 auf Kalkulationsdaten der KTBL zurückgegriffen wird, wird die Milchviehregion nicht bei dem Vergleich berücksichtigt.

Tabelle 41 gibt einen Überblick zu den Mengen an potenziellen klimawirksamen Emissionen in kg CO₂-Äquivalente der einzelnen Prozessabschnitte für den Anbau von 1 t FM Silomais.

Tabelle 41: Ergebnisse der Wirkungskategorie 'Klimawandel' für den Anbau von 1 t FM Silomais

	BGA 1 Südnie- dersachsen	BGA 2 Lüneburger Heide	BGA 3 Veredelungs- region	BGA 5 Mischregion
Ertrag [t/ha]	60,8 (35,5% TS)	47 (36% TS)	50 (30% TS)	42,3 (33% TS)
CO ₂ -Äquivalente [kg Äq./t FM Silomais]				
Arbeitsgänge	6,1	6,5	10,5	7,8
Beregnung		8,9		
KAS				7,0
DAP	3,9		2,5	2,8
AHL	7,0			
NP		7,3		
PPL			1,2	
Kornkali, Bor		3,6		0,8
Kalk	6,2	7,5	8,0	8,9
Pflanzenschutzmittel	0,1	0,2	0,4	0,2
Saatgut	0,9	1,2	0,9	0,9
Feldemissionen	20,9	26,0	26,1	30,8
Summe	45,1	61,2	49,5	59,2

Die Ergebnisse der Wirkungskategorie ‚Klimawandel‘ für den Anbau von Silomais zeigen leichte regionale Unterschiede. In Regionen mit höheren Erträgen (Ackerbauregion Südniedersachsen und Veredelungsregion) sind die potenziellen klimawirksamen Emissionen geringer als in den anderen Regionen. In der Region Lüneburger Heide fällt die erforderliche Beregnung ins Gewicht. Diesem Arbeitsgang sind 15 % der Gesamtemissionen der BGA 2 für die Produktion von 1 t FM Silomais zuzuschreiben.

5.2 Versauerung

Versauernd wirksame Emissionen sind in erster Linie Stickoxide, Ammoniak und Schwefeldioxid. Der entsprechende Indikator ist das Versauerungspotenzial mit der Einheit kg SO₂-Äquivalente. Die Ergebnisse für die Wirkungskategorie Versauerung sind in Abbildung 10 bezogen auf 1 kWh_{el} eingespeistem Strom veranschaulicht. Negative Eintragungen symbolisieren Gutschriften. Nettowerte werden als nebenstehende Säule angezeigt, der Referenzwert als gestrichelte Linie.

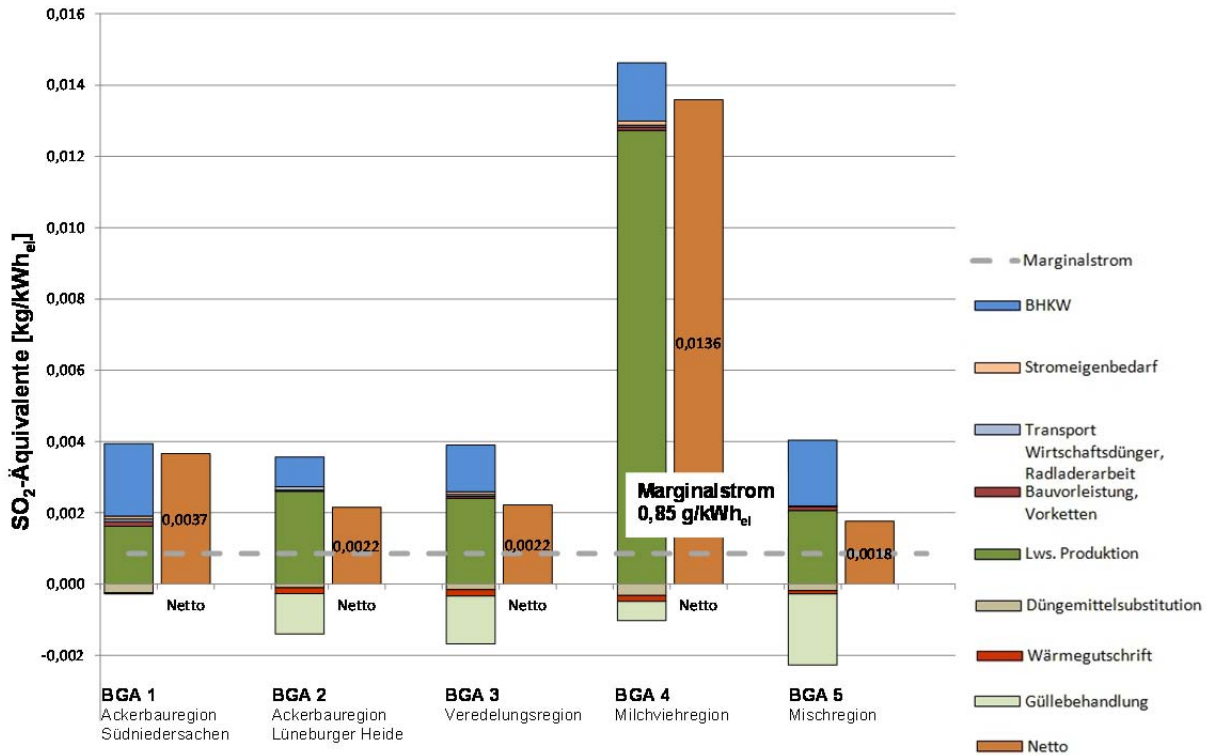


Abbildung 10: Ergebnisse der Wirkungskategorie ‚Versauerung‘ für das Basisszenario

Alle Biogasanlagen weisen höhere versauernd wirksame Emissionen auf als das Referenzsystem mit 0,85 g SO₂-Äquivalenten/kWh_{el}. Die niedrigsten potenziellen versauernden Wirkungen hat die Biogasanlage BGA 5 mit 1,75 g SO₂-Äquivalenten. Die Biogasanlagen BGA 2 und BGA 3 haben mit 2,16 bzw. 2,21 g SO₂-Äquivalenten einen annähernd gleichen Ausstoß an versauernd wirkenden Emissionen. Am ungünstigsten sind die Auswirkungen des Systems BGA 4 mit 13,6 g SO₂-Äquivalenten. Hauptverursacher der versauernd wirksamen Emissionen sind in erster Linie die landwirtschaftliche Produktion der Biomasse und der Verbrennungsprozess im BHKW. Auf der folgenden Seite sind in Tabelle 42 die Beiträge der einzelnen Lebenswegabschnitte zusammengefasst.

Die Ergebnisse der Beitragsanalyse für die Wirkungskategorie ‚Versauerung‘ sind in Tabelle 43 aufgeführt. Etwas mehr als die Hälfte der potenziellen versauernden Wirkungen sind in System BGA 1 auf die Emission von Stickoxiden zurückzuführen. Es folgen mit abnehmender Bedeutung Ammoniak mit 31 % und Schwefeldioxid mit 18 %. Stickoxide werden mit 81 % überwiegend vom BHKW emittiert, 11 % entstammen der landwirtschaftlichen Produktion der Substrate. Diesem Produktionsschritt sind rund 40 % der Stickoxidemissionen der Düngemittelproduktion zuzurechnen, der Rest wird während der landwirtschaftlichen Arbeitsgänge von den Maschinen emittiert.

Ammoniak entstammt zur vollen Summe der Landwirtschaft. Die Applikation von Stickstoffdüngern ist unvermeidlich mit Ammoniakemissionen verknüpft. Den größten Anteil an den Schwefeldioxidemissionen hat mit 64 % der Verbrennungsprozess im BHKW. Mit der Landwirtschaft sind 19 % der Schwefeldioxidemissionen verbunden, welche in diesem Bereich zu 86 % der Düngemittelproduktion anzulasten sind.

Tabelle 42: Dominanzanalyse für die Wirkungskategorie ‚Versauerung‘: Prozentuale Anteile der Lebenswegabschnitte an den versauernd wirksamen Emissionen

	BGA 1 Südnie- dersachsen	BGA 2 Lüneburger Heide	BGA 3 Veredelungs- region	BGA 4 Milchvieh- region	BGA 5 Mischregion
Landwirtschaftliche Produktion	41,2 %	72,9 %	61,6 %	87,1 %	51,2 %
Bauvorleistung	3,16 %	0,93 %	1,31 %	0,67 %	2,93 %
Transport Wirtschaftsdünger	0 %	0,53 %	0,05 %	0,22 %	0 %
Radladerarbeit/ Biogasanlage	1,86 %	2,26 %	1,46 %	0,14 %	0,08 %
Stromeigenbedarf/ Biogasanlage	2,16 %	0 %	1,81 %	0,76 %	0 %
BHKW	51,6 %	23,4 %	33,7 %	11,2 %	45,73 %
Diffuse Verluste/ Biogasanlage	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %

Bei Anlage BGA 2 liegt der Hauptanteil der potenziellen versauernden Wirkungen in der emittierten Menge von Ammoniak begründet, die alleinig der landwirtschaftlichen Produktion bzw. genauer der Stickstoffdüngung – in diesem Fall mit Gärrest – aufzuerlegen sind. Stickoxide entstehen bei dem Konversionsprozess von Biogas zu elektrischer und thermischer Energie im BHKW. Hierauf sind gut 60 % der Stickoxidemissionen zurückzuführen. 30 % entstehen bei der Düngemittelproduktion und den maschinellen Aufwendungen für die Biomasseproduktion. Der Anteil der versauernden Wirkungen verursacht durch Schwefeldioxidemissionen beträgt für das System BGA 2 11 %. Drei Viertel der Schwefeldioxidemissionen haben ihren Ursprung im BHKW. 20 % kommen aus der Landwirtschaft.

Bei BGA 3 verhalten sich die Emissionen von Stickoxiden und Ammoniak analog zu denen von BGA 2. Die Menge an emittiertem Schwefeldioxid entspricht annähernd der von dem System BGA 1. Auch für BGA 3 gilt, dass Stickoxide und Schwefeldioxid hauptsächlich auf den Verbrennungsprozess im BHKW zurückzuführen sind und dass Ammoniak die Quelle in der landwirtschaftlichen Produktion hat.

Bei den versauernden Wirkungen wird das System von BGA 4 dominiert von den Ammoniakemissionen, die der Stickstoffdüngung bzw. der Ausbringung von organischem Dünger entstammen. Die im Vergleich zu den anderen Anlagen größeren Werte liegen in der höheren

Stickstoffdüngung und dem größeren Emissionsfaktor für Ammoniak auf Grünland begründet. Bei den Stickoxiden und Schwefeldioxid sind für BGA 4 keine relevanten Unterschiede zu den übrigen Biogasanlagensystemen zu erkennen. Ebenso liegen die Quellen dieser Emissionen mit etwa zwei Drittel hauptsächlich beim BHKW-Prozess.

Die Anteile der Lebenswegabschnitte an der Gesamtemission potenziell versauernd wirkender Stoffe bei BGA 5 weisen ähnliche Proportionen auf wie Anlage BGA 1, allerdings ist die Landwirtschaft mit 51 % für einen größeren Teil der Emissionen verantwortlich als das BHKW mit rund 46 % des Gesamtausstoßes. Die Bedeutung der Bauvorketten sowie der Radladerarbeiten auf der Anlage ist mit 4 % bzw. <1 % als gering einzustufen. Stickoxide und Schwefeldioxid fallen ähnlich wie bei Anlage BGA 1 vorwiegend beim Verbrennungsprozess im BHKW an, Ammoniak nahezu ausschließlich im landwirtschaftlichen Prozess.

Tabelle 43: Beiträge und Anteile der Emissionen in der Wirkungskategorie ‚Versauerung‘

	BGA 1 Südnie- dersachsen	BGA 2 Lüneburger Heide	BGA 3 Veredelungs- region	BGA 4 Milchvieh- region	BGA 5 Mischregion
	[g SO ₂ -Äq./kWh _{el}]				
Stickoxide	2,00 (51 %)	1,03 (29 %)	1,13 (29 %)	1,40 (10 %)	2,68 (67 %)
Ammoniak	1,22 (31 %)	2,14 (60 %)	2,07 (53 %)	12,4 (85 %)	1,11 (28 %)
Schwefeldioxid	0,71 (18 %)	0,39 (11 %)	0,70 (18 %)	0,72 (5 %)	0,24 (6 %)
Gesamt (ohne Gutschriften)	3,93 (100 %)	3,56 (100 %)	3,90 (100 %)	14,6 (100 %)	4,03 (100 %)

Für die Wirkungskategorie ‚Versauerung‘ können Gutschriften aus der Wirtschaftsdüngerbehandlung berücksichtigt werden, da versauernd wirkende Ammoniakemissionen vermieden werden können (siehe Tabelle 44). Bei den Anlagen mit Wirtschaftsdüngerinput macht dieser Aspekt den Hauptanteil der Gutschriften aus. Stickoxide und Schwefeldioxide werden eingespart, wenn das Kuppelprodukt Gärrest als Düngemittel eingesetzt wird und Mineraldünger substituiert sowie die anfallende Wärme effektiv genutzt wird.

Tabelle 44: Ergebnisübersicht und prozentuale Aufteilung der Gutschriften in der Wirkungskategorie ‚Versauerung‘

	BGA 1 Südnie- dersachsen	BGA 2 Lüneburger Heide	BGA 3 Veredelungs- region	BGA 4 Milchvieh- region	BGA 5 Mischregion
	[g SO ₂ -Äq./kWh _{el}]				
Wirtschaftsdüngerbehandlung		1,14 (81 %)	1,34 (80 %)	0,54 (52 %)	1,99 (88 %)
Düngemittelsubstitution	0,25 (91 %)	0,11 (8 %)	0,16 (9 %)	0,33 (32 %)	0,19 (8 %)
Holztrocknung	0,03 (9 %)	0,06 (4 %)	0,02 (1 %)	0,03 (3 %)	
Getreidetrocknung		0,10 (7 %)			
Gebäudebeheizung			0,16 (10 %)	0,13 (13 %)	0,06 (3 %)
Kochendwasserdesinfektion					0,03 (1 %)
Gesamtgutschriften	0,28	1,41	1,68	1,03	2,27

5.3 Eutrophierung

In der Wirkungskategorie ‚Eutrophierung‘ werden alle Emissionen bewertet, die zur Überdüngung bzw. zur übermäßigen Nährstoffzufuhr in Gewässern und Böden beitragen. Der Indikator für diese Kategorie ist das terrestrische Eutrophierungspotenzial in PO_4^{3-} -Äquivalente. Die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die fünf Biogasanlagensysteme sind in Abbildung 11 graphisch veranschaulicht. Die Werte beziehen sich auf die funktionelle Einheit 1 kWh_{el} elektrische Energie. Negative Werte weisen auf Gutschriften hin. Bei der Berechnung des Nettoergebnisses werden diese einbezogen und als separaten Balken dargestellt. Der Wert des Referenzsystems ist zur Veranschaulichung als gestrichelte Linie angegeben.

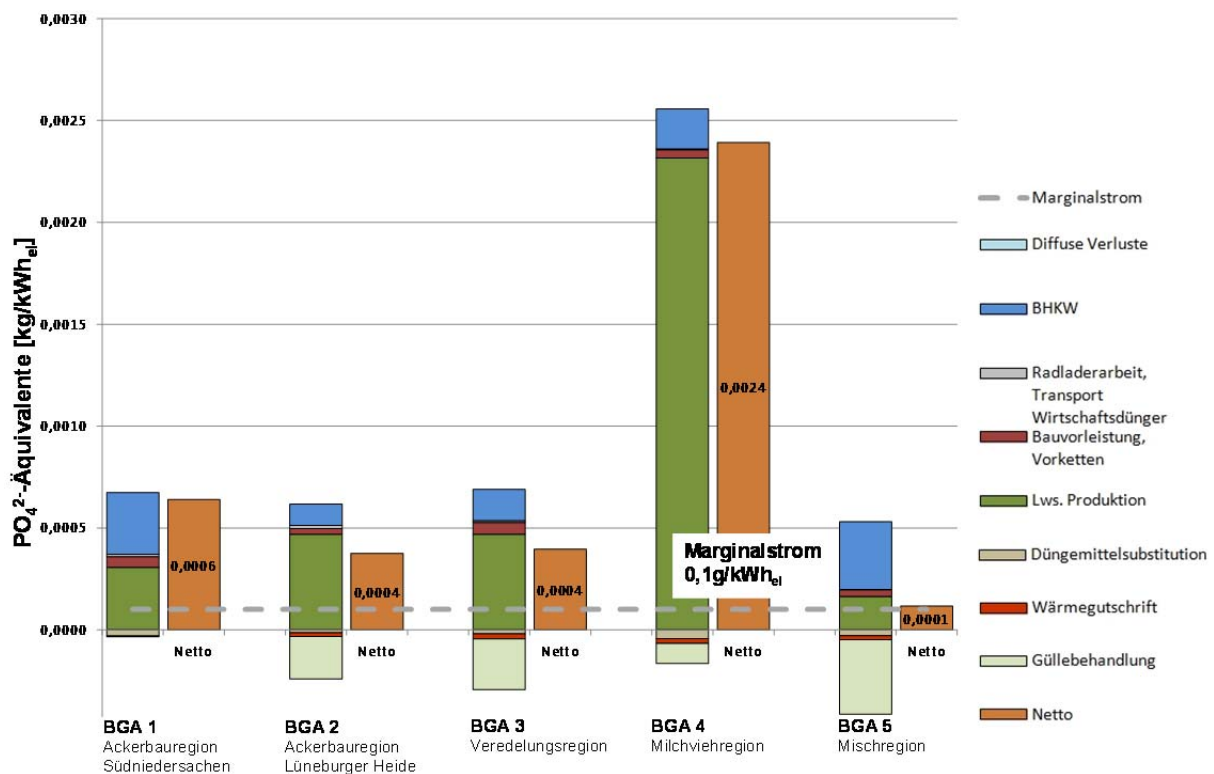


Abbildung 11: Ergebnisse der Wirkungskategorie ‚Eutrophierung‘ für das Basisszenario

Die potenziellen Wirkungen zur Eutrophierung sind bei allen Biogasanlagensystemen höher als die des Referenzsystems mit 0,1 g PO_4^{3-} -Äq./ kWh_{el} . Am günstigsten schneidet das Biogasanlagensystem BGA 2 mit 0,38 g PO_4^{3-} -Äq./ kWh_{el} ab. BGA 4 der Milchviehregion weist mit 2,39 g PO_4^{3-} -Äq./ kWh_{el} den höchsten potenziellen Beitrag zur Überdüngung auf.

Hauptverursacher der stickstoffhaltigen Emissionen, die zur Überdüngung beitragen, ist der landwirtschaftliche Lebenswegabschnitt. Weitere Emissionsquellen sind das BHKW und gasundichte Stellen im Fermenter und Gärrestlager. Tabelle 45 gibt eine Übersicht zur Dominanz der einzelnen Lebenswegabschnitte an den potenziellen eutrophierend wirksamen Emissionen.

Tabelle 45: Dominanzanalyse für die Wirkungskategorie ‚Eutrophierung‘: Prozentuale Anteile der Lebenswegabschnitte an den eutrophierend wirksamen Emissionen

	BGA 1 Südnie- dersachsen	BGA 2 Lüneburger Heide	BGA 3 Veredelungs- region	BGA 4 Milchvieh- region	BGA 5 Mischregion
Landwirtschaftliche Produktion	45,4 %	76,1 %	68,0 %	90,5 %	30,8 %
Bauvorleistung	6,52 %	4,4 %	7,22 %	1,11 %	6,4 %
Transport Wirtschaftsdünger	0 %	0,5 %	0,05 %	0,03 %	0 %
Radladerarbeit/ Biogasanlage	1,78 %	2,16 %	1,36 %	0,13 %	0,4 %
Stromeigenbedarf/ Biogasanlage	1,33 %	0 %	1,06 %	0,49 %	0 %
BHKW	45 %	16,9 %	22,3 %	7,70 %	62,5 %
Diffuse Verluste/ Biogasanlage	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %

Zur Eutrophierung tragen in erster Linie Emissionen von Ammoniak und Stickoxiden in die Luft bei. Die Wirkungsanteile dieser Substanzen verhalten sich bei den Biogasanlagensystemen BGA 2 und BGA 3 ähnlich. Etwa zwei Drittel der eutrophierenden Wirkungen sind auf die Emission von Ammoniak zurückzuführen, ein Drittel auf die von Stickoxiden. Bei den Systemen BGA 1 und BGA 5 liegt die Gewichtung etwas anders. Die aus dem BHKW entstammenden Stickoxide erreichen bei BGA 1 und BGA 5 etwas höhere Mengen. Das System BGA 4 wird dagegen geprägt durch die höheren Ammoniakemissionen aus der landwirtschaftlichen Biomasseproduktion, die zum einen aus der im Vergleich höheren Stickstoffzufuhr und zum anderen aus dem für Grünland geltenden höheren Emissionsfaktor von Ammoniak resultieren.

Tabelle 46: Beiträge und Anteile der Emissionen in der Wirkungskategorie ‚Eutrophierung‘

	BGA 1 Südnie- dersachsen	BGA 2 Lüneburger Heide	BGA 3 Veredelungs- region	BGA 4 Milchvieh- region	BGA 5 Mischregion
	[g PO ₄ ³⁻ -Äq./kWh _{el}]				
Ammoniak	0,25 (37 %)	0,42 (67 %)	0,42 (61 %)	2,28 (89 %)	0,16 (30 %)
Stickoxide	0,42 (62 %)	0,20 (33 %)	0,23 (34 %)	0,28 (11 %)	0,37 (70 %)
N-Verb.	(<1 %)	(<1 %)	0,01 (1 %)	(<1 %)	(<1 %)
P-Verb.	(<1 %)	(<1 %)	0,03 (4 %)	(<1 %)	(<1 %)
Gesamt (ohne Gutschriften)	0,67	0,62	0,69	2,56	0,53

In den Biogasanlagensystemen BGA 2, BGA 3 und BGA 5 können Gutschriften für eutrophierend wirksame Emissionen überwiegend auf Grund der Wirtschaftsdüngerbehandlung angerechnet werden. Begründet werden kann dies durch die Vermeidung ammoniakhaltiger Emissionen durch die Lagerung. Bei dem System BGA 1 ist der hauptsächliche Anteil auf die Substitution von mineralischen Düngemitteln zurückzuführen. Die höchsten absoluten Werte für Gutschriften in der Wirkungskategorie ‚Eutrophierung‘ erzielt BGA 5, da in das System eine vergleichsweise große Menge Wirtschaftsdünger eingeht.

Tabelle 47: Ergebnisübersicht und prozentuale Aufteilung der Gutschriften in der Wirkungskategorie ‚Eutrophierung‘

	BGA 1 Südnie- dersachsen	BGA 2 Lüneburger Heide	BGA 3 Veredelungs- region	BGA 4 Milchvieh- region	BGA 5 Mischregion
	[g PO ₄ ³⁻ -Äq./kWh _{el}]				
Wirtschaftsdüngerbehandlung		0,210 (87 %)	0,250 (85 %)	0,100 (60 %)	0,366 (88 %)
Düngemittelsubstitution	0,031 (87 %)	0,015 (6 %)	0,020 (7 %)	0,043 (26 %)	0,285 (7 %)
Holztrocknung	0,004 (13%)	0,007 (3 %)	0,003 (1%)	0,004 (3%)	
Getreidetrocknung		0,010 (4 %)			
Gebäudebeheizung			0,021 (7 %)	0,019 (11 %)	0,084 (2 %)
Kochendwasserdesinfektion					0,108 (3 %)
Gesamtgutschriften	0,035	0,242	0,294	0,166	0,413

5.4 Fossiler Ressourcenverbrauch

Der Verbrauch fossiler Energieträger wird in der Wirkungskategorie ‚Fossiler Ressourcenverbrauch‘ aggregiert. Der dazugehörige Indikator ist der Rohöl-Äquivalenzfaktor mit der Einheit kg Rohöläquivalente. Abbildung 12 zeigt die Ergebnisse der einzelnen Biogasanlagensysteme für diese Wirkungskategorie. Die gestrichelte Linie gibt den Wert für Marginalstrom an, welcher 88 g/kWh_{el} beträgt. Negative Werte zeigen in dieser Abbildung Gutschriften durch die Nutzung der Kuppelprodukte an. Negative Netto-Ergebnisse werden erzeugt, wenn durch das Produktionssystem fossile Ressourcen eingespart werden.

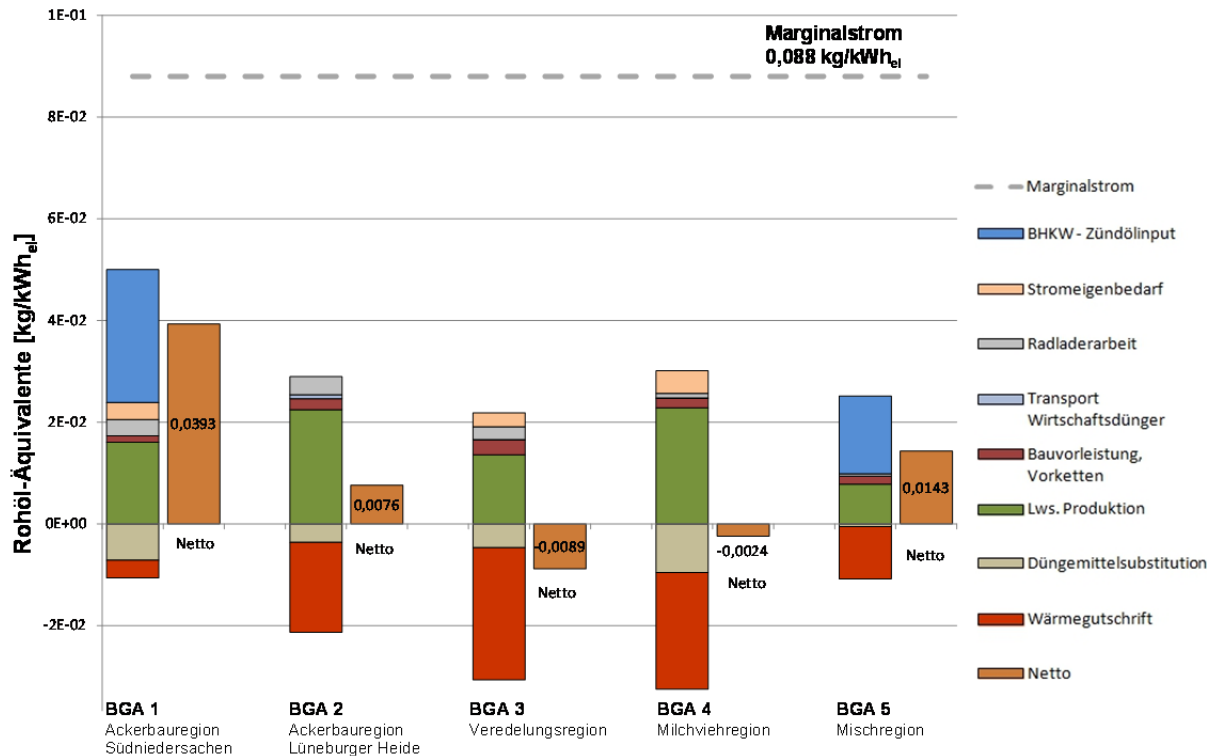


Abbildung 12: Ergebnisse der Wirkungskategorie ‚Fossiler Ressourcenverbrauch‘ für das Basisszenario

Alle Biogasanlagensysteme weisen einen geringeren Ressourcenverbrauch als das Referenzsystem für den Marginalstrom auf. Am besten schneiden die Anlagen BGA 3 und BGA 4 ab.

Bei drei der fünf Anlagensysteme wird der Ressourcenverbrauch von der landwirtschaftlichen Produktion dominiert. Der Zündölbedarf für die BHKWs der BGA 1 und BGA 5 führen in diesen Systemen zu einer Verdopplung der Rohöl-Äquivalente und dominieren dort den Ressourcenverbrauch. Tabelle 48 zeigt die prozentualen Anteile der Prozessabschnitte am Ressourcenverbrauch auf.

Tabelle 48: Dominanzanalyse für die Wirkungskategorie ‚Fossiler Ressourcenverbrauch‘: Prozentuale Anteile der Lebenswegabschnitte an dem Verbrauch von Ressourcen

	BGA 1 Südnie- dersachsen	BGA 2 Lüneburger Heide	BGA 3 Veredelungs- region	BGA 4 Milchvieh- region	BGA 5 Mischregion
Landwirtschaftliche Produktion	32,1 %	77,6 %	62,1 %	75,8 %	30,9 %
Bauvorleistung	2,52 %	7,33 %	13,3 %	6,10 %	6,3 %
Transport Wirtschaftsdünger	0 %	2,76 %	0,43 %	0,42 %	0 %
Radladerarbeit/ Biogasanlage	6,42 %	12,27 %	11,5 %	2,99 %	1,98 %
Stromeigenbedarf/ Biogasanlage	6,73 %	0 %	12,7 %	14,7 %	0 %
BHKW - Zündölinput	52,2 %	0 %	0 %	0 %	60,8 %

Bei den fossilen Energieressourcen handelt es sich um Rohöl, Rohgas, Steinkohle und Braunkohle. Der Bedarf an Kohle hat am Ressourcenverbrauch einen relativ geringen Anteil (siehe Tabelle 49). Bedeutend sind hier in erster Linie Rohöl und Rohgas. Der Bedarf an Rohöl wird in den Biogasanlagen BGA 2, BGA 3 und BGA 4 mit 67 % bis 81 % überwiegend aus der landwirtschaftlichen Produktion der Substrate erzeugt, verursacht hauptsächlich durch den Dieselbedarf für die maschinellen Arbeiten. In den Anlagen BGA 1 und BGA 5 wird der Rohölbedarf durch die benötigte Menge an Zündöl bestimmt. Rohgas fließt zum einen in die Stromproduktion, zum anderen in die Düngemittelproduktion ein.

Tabelle 49: Beiträge und Anteile der Ressourcen in der Wirkungskategorie ‚Fossiler Ressourcenverbrauch‘

	BGA 1 Südnie- dersachsen	BGA 2 Lüneburger Heide	BGA 3 Veredelungs- region	BGA 4 Milchvieh- region	BGA 5 Mischregion
	[g ROE-Äq./kWh _{el}]				
Rohöl	41,5 (83 %)	25,5 (88 %)	15,3 (70 %)	19,3 (64 %)	23,4 (93 %)
Rohgas	6,50 (13 %)	3,18 (11 %)	3,27 (15 %)	7,63 (25 %)	4,51 (6 %)
Steinkohle	1,00 (2 %)	0,20 (0,7 %)	1,74 (8 %)	1,54 (5 %)	0,17 (0,7 %)
Braunkohle	1,00 (2 %)	0,12 (0,4 %)	1,53 (7 %)	1,60 (5 %)	0,13 (0,5 %)
Gesamt (ohne Gutschriften)	50,0	28,9	21,8	30,1	25,1

Gutschriften in der Wirkungskategorie ‚Fossiler Ressourcenverbrauch‘ erhalten die Biogasanlagen BGA 2 bis BGA 5 in erster Linie durch den Ersatz von fossilen Brennstoffen im Bereich der Wärmenutzung. Des Weiteren können bei allen Anlagen ressourcenintensive Mineraldünger eingespart und somit gutgeschrieben werden. Eine Übersicht über die prozentuale Aufteilung der Gutschriften in der Kategorie ‚Fossiler Ressourcenverbrauch‘ gibt Tabelle 50.

Tabelle 50: Ergebnisübersicht und prozentuale Aufteilung der Gutschriften in der Kategorie ‚Fossiler Ressourcenverbrauch‘

	BGA 1 Südnie- dersachsen	BGA 2 Lüneburger Heide	BGA 3 Veredelungs- region	BGA 4 Milchvieh- region	BGA 5 Mischregion
	[g ROE-Äq./kWh _{el}]				
Wirtschaftsdüngerbehandlung					
Düngemittelsubstitution	7,2 (67 %)	3,7 (17 %)	4,7 (15 %)	9,6 (30 %)	0,57 (5 %)
Holztrocknung	3,5 (18 %)	7,8 (36 %)	3,1 (10 %)	4,7 (14 %)	
Getreidetrocknung		9,9 (46 %)			
Gebäudebeheizung			22,8 (75 %)	18,2 (56 %)	8,8 (81 %)
Kochendwasserdesinfektion					1,5 (14 %)
Gesamtgutschrift	10,7	21,4	30,6	32,5	10,8

5.5 Kumulierter Energieaufwand

In dieser Wirkungskategorie wird der Aufwand an Primärenergie für die Biogasanlagensysteme erfasst. Hierbei wird sich auf die nicht-erneuerbaren Primärenergiearten konzentriert, die aus fossilen Quellen oder der Kernkraft entstammen. Die Ergebnisse werden in MJ/kWh_{el} aufgeführt (siehe Abbildung 13). Der Marginalstrom, der den Biogasstrom ersetzt, weist einen nicht-erneuerbaren kumulierten Energieaufwand in der Höhe von 9,1 MJ/kWh_{el} auf. Dieser Wert ist in der Abbildung als gestrichelte Linie dargestellt. Negative Werte resultieren aus Gutschriften, die dem Biogasanlagensystem geltend gemacht werden können. Der Netto-Wert bezieht diese Werte ein.

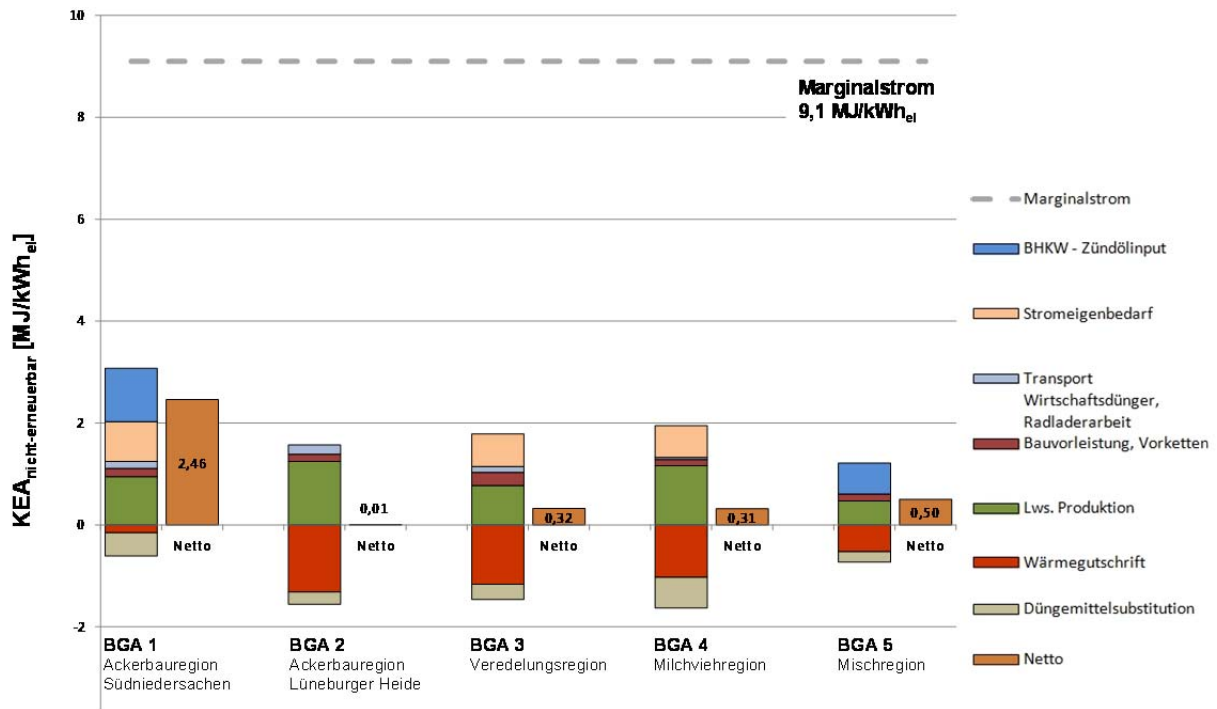


Abbildung 13: Ergebnisse der Wirkungskategorie ‚Kumulierter Energieaufwand‘ für das Basisszenario

Alle Biogasanlagensysteme benötigen unter Einbeziehung der Gutschriften eine um 73,0 % bis 99,9 % geringere Menge an nicht-erneuerbarer Primärenergie für die Erzeugung von 1 kWh_{el} elektrischer Energie im Vergleich zum Referenzsystem. Den geringsten Netto-Wert weist die Biogasanlagensysteme BGA 2 mit 0,01 MJ/kWh_{el} auf. Die Systeme BGA 3 und BGA 4 liegen mit 0,32 MJ/kWh_{el} und 0,31 MJ/kWh_{el} annähernd gleich. Am schlechtesten schneidet das System BGA 1 ab, welches einen Bedarf von 2,46 MJ/kWh_{el} hat. Nennenswerte Anteile am kumulierten Energieaufwand haben die landwirtschaftliche Produktion der Substrate, der Fremdstrombezug für die benötigte Prozessenergie und im Fall der BGA 1 und BGA 5 der Zündölbedarf für das BHKW. Die Anteile der einzelnen Lebenswegabschnitte am kumulierten Energieaufwand sind für alle Systeme zusammenfassend in Tabelle 51 dargestellt.

Tabelle 51: Dominanzanalyse für die Wirkungskategorie ‚Kumulierter Energieaufwand‘: Prozentuale Anteile der Lebenswegabschnitte an dem Bedarf von Primärenergiequellen

	BGA 1 Südnie- dersachsen	BGA 2 Lüneburger Heide	BGA 3 Veredelungs- region	BGA 4 Milchvieh- region	BGA 5 Mischregion
Landwirtschaftliche Produktion	30,8 %	79,5 %	43,5 %	59,7 %	38,0 %
Bauvorleistung	5,5 %	8,81 %	14,3 %	5,89 %	10,6 %
Transport Wirtschaftsdünger	0 %	2,00 %	0,21 %	0,21 %	0 %
Radladerarbeit/ Biogasanlage	4,46 %	9,69 %	5,98 %	2,00 %	1,72 %
Stromeigenbedarf/ Biogasanlage	25,4 %	0 %	36,1 %	32,2 %	0 %
BHKW - Zündölinput	34,1 %	0 %	0 %	0 %	49,6 %

Der Bedarf an nicht-erneuerbarer Primärenergie gliedert sich in die fossilen und nuklearen Anteile auf, die sich für die einzelnen Anlagensysteme unterschiedlich zusammensetzen (siehe Tabelle 52). Der nukleare Anteil wird alleinig durch den Bedarf an elektrischer Energie aus dem deutschen Strommix gebildet, so dass dementsprechend die Beträge bei den Anlagen, die aus externen Stromquellen die Prozessenergie beziehen, höher sind. Der fossile Anteil der kumulierten Primärenergie ergibt sich zum einen auch aus dem Strombedarf, - um die 40 % des KEA_{fossil} bei den Anlagen BGA 3 und BGA 4 -, aber auch aus dem Dieselbedarf für die maschinellen Aufwendungen. Bei den BGA 1 und BGA 5 wird für den Zündstrahlmotor Öl benötigt, so dass für diese Systeme der KEA_{fossil} höher als bei den anderen Anlagen ist. Die Produktion von Düngemitteln hat mit rund 20 % ebenso einen nicht zu vernachlässigenden Anteil am KEA_{fossil} .

Tabelle 52: Beiträge und Anteile der Primärenergiearten in der Wirkungskategorie ‚Kumulierter Energieaufwand‘

	BGA 1 Südnie- dersachsen	BGA 2 Lüneburger Heide	BGA 3 Veredelungs- region	BGA 4 Milchvieh- region	BGA 5 Mischregion
	[MJ/kWh _{el}]				
KEA_{fossil}	2,79 (91 %)	1,54 (98 %)	1,40 (78 %)	1,62 (83 %)	1,21 (98 %)
KEA_{nuklear}	0,28 (9 %)	0,03 (2 %)	0,39 (22 %)	0,33 (17 %)	0,25 (2 %)
Gesamt (ohne Gutschriften)	3,07	1,57	1,79	1,95	1,23

In der Wirkungskategorie ‚Kumulierter Energieaufwand‘ erhalten die Biogasanlagen BGA 2 bis BGA 5 ihre Gutschriften größtenteils durch den Ersatz von fossilen Brennstoffen im Bereich der Wärmenutzung. Des Weiteren können bei allen Anlagen energieintensive Mineraldünger eingespart und somit gutgeschrieben werden. Eine Übersicht über die prozentuale Aufteilung der Gutschriften in der Kategorie ‚Kumulierter Energieaufwand‘ gibt Tabelle 53.

Tabelle 53: Ergebnisübersicht und prozentuale Aufteilung der Gutschriften in der Kategorie ‚Kumulierter Energieaufwand‘

	BGA 1 Südnie- dersachsen	BGA 2 Lüneburger Heide	BGA 3 Veredelungs- region	BGA 4 Milchvieh- region	BGA 5 Mischregion
	[MJ/kWh _{el}]				
Wirtschaftsdüngerbehandlung					
Düngemittelsubstitution	0,45 (74 %)	0,24 (15 %)	0,30 (21 %)	0,60 (37 %)	0,21 (28 %)
Holztrocknung	0,16 (26 %)	0,35 (22 %)	0,13 (9 %)	0,21 (13 %)	
Getreidetrocknung		0,98 (62 %)			
Gebäudebeheizung			1,03 (70 %)	0,82 (50 %)	0,39 (53 %)
Kochendwasserdesinfektion					0,13 (19 %)
Gesamtgutschriften	0,61	1,57	1,46	1,63	0,73

5.6 Bedarf landwirtschaftlicher Fläche

In der Kategorie ‚Landwirtschaftlicher Flächenbedarf‘ wird die Fläche erfasst, die für die Produktion der nachwachsenden Rohstoffe benötigt wird und die auf bewirtschafteten Flächen erfolgt. Hierzu gehören Ackerland und Grünland. Die Ergebnisse für die einzelnen Systeme werden in $\text{m}^2/\text{kWh}_{\text{el}}$ angegeben und in Abbildung 14 graphisch dargestellt.

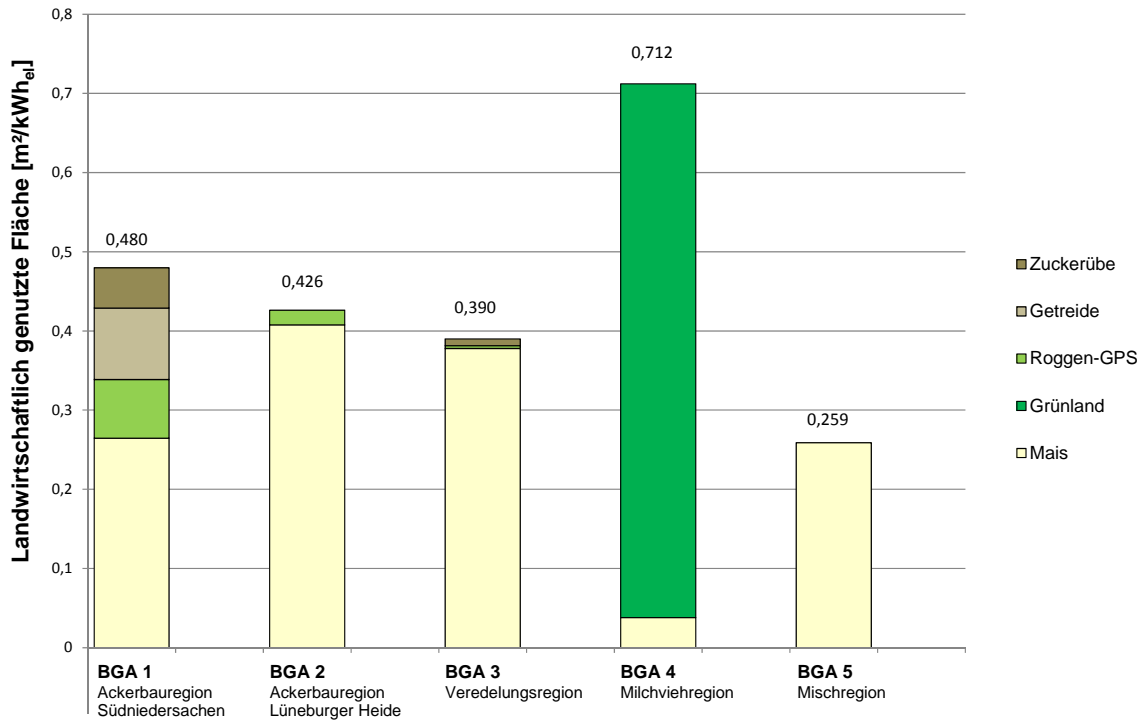


Abbildung 14: Ergebnisse der Wirkungskategorie ‚Landwirtschaftlicher Flächenbedarf‘ für das Basisszenario

Tabelle 54 zeigt die Beiträge und Anteile der einzelnen Kulturpflanzen am landwirtschaftlichen Flächenbedarf für die einzelnen Biogasanlagensysteme. Bei den Biogassystemen BGA 1, BGA 2, BGA 3 und BGA 5 dominiert Mais als Ackerkultur, wobei in der Region Südniedersachsen die Varianz durch die Nutzung von Zuckerrüben, Roggen-Ganzpflanzensilage und Getreide als Substratinput etwas höher ist. BGA 4 in der Milchviehregion beansprucht mit 95 % Flächenanteil hauptsächlich Grünland für die Substratbereitstellung, 5 % der Fläche entfällt für den Maisanbau.

Tabelle 54: Beiträge und Anteile der Kulturpflanzen in der Wirkungskategorie ‚Landwirtschaftlicher Flächenbedarf‘

	BGA 1 Südnieder- sachsen	BGA 2 Lüneburger Heide	BGA 3 Veredelungs- region	BGA 4 Milchvieh- region	BGA 5 Mischregion
	[m ² /kWh _{el}]				
Mais	0,264 (55 %)	0,409 (96%)	0,378 (97 %)	0,036 (5 %)	0,259 (100 %)
Roggen-GPS	0,072 (15 %)	0,017 (4%)	0,004 (1 %)	0	
Zuckerrübe	0,053 (11 %)	0	0,008 (2 %)	0	
Getreidekorn	0,091 (19 %)	0	0	0	
Grünland	0	0	0	0,676 (95%)	
Gesamt	0,480	0,426	0,390	0,712	0,259

6. Sensitivitätsszenarien

Die Ergebnisdarstellung des Basisszenarios im vorangehenden Kapitel wird ergänzt durch eine Sensitivitätsprüfung, damit die Unsicherheit der Ergebnisse beurteilt werden kann. Gemäß der Anforderungen der DIN ISO 14.044 (DIN 2006b) werden die im Hinblick auf Ziel und Untersuchungsrahmen relevantesten Inputs (organischer Dünger), Outputs (Methanemissionen) und die Wahl der methodischen Vorgehensweise (Allokationen, Wahl von Referenzsystemen) identifiziert. Die Variationen dieser Einflussgrößen definieren neue Szenarien. Eine Übersicht über alle gewählten Szenarien befindet sich in Tabelle 55.

Tabelle 55: Übersicht der Szenarien

Szenario	Kurzbeschreibung	Erläuterung zum Thema in Kapitel
Basisszenario	Ist-Werte, Annahmen wie in Kapitel 4 erläutert	4
Vorherige Fruchtfolge	Vorherige Fruchtfolge als Referenzsystem (statt Brache)	3.11
iLUC	Einbeziehung der indirekten Landnutzungsänderung	4.2.1.3
PPL	Alternative Allokationsmethode (BGA 3)	4.2.1.4
NH ₃ -Opt	NH ₃ -optimierte Ausbringung des organischen Düngers (BGA 4)	4.2.1.2
Gärrestlager:	Varianten in der Abschätzung potenzieller Methanemissionen aus Gärrestlagern	4.9
-gasdicht	Gärrestlager gasdicht	
-offen, min	Gärrestlager offen, minimale Methanemissionen	
-offen, max.	Gärrestlager offen, maximale Methanemissionen	

Im Basisszenario wird als Referenzsystem die einjährige aktiv begrünte Brache gewählt und entsprechend gegenbilanziert. Je nach Blickwinkel und ausgehender Fragestellung ist allerdings auch die Wahl einer anderen Flächennutzung denkbar. Wenn die Notwendigkeit der Nahrungs- und Futtermittelproduktion auf den Ackerflächen nicht zwingend gegeben ist, ist beispielsweise die vorherige Fruchtfolge als Referenzsystem für die Landnutzung möglich. Aus diesem Grund wird in dem Sensitivitätsszenario ‚Vorherige Fruchtfolge‘ der Einfluss auf die Endergebnisse untersucht, wenn im Vergleichssystem die landwirtschaftliche Fläche mit der Fruchtfolge belegt ist, die durch die Energiepflanzen abgelöst worden ist.

Wie in Abschnitt 4.2.1.3 erläutert wird, ist die indirekte Landnutzungsänderung ein Thema, wenn es um die Nutzung von landwirtschaftlicher Fläche für die Produktion von nachwachsenden Rohstoffen geht. Die Auswirkung auf die Ergebnisse bei Einbeziehung dieses Aspektes wird in dem Sensitivitätsszenario ‚iLUC‘ dargestellt.

Des Weiteren wird in dem Sensitivitätsszenario ‚PPL‘ der Einfluss einer alternativen Allokationsmethode untersucht (siehe auch Abschnitt 4.2.1.4).

Bei der Biogasanlage 4 wird ein Großteil des Stickstoffbedarfs über organische Düngemittel auf das Grünland appliziert, womit Ammoniak-Emissionen verbunden sind. Der Einfluss emissionsmindernder Ausbringungstechnik auf das Endergebnis wird im Szenario ‚NH₃-Opt‘ analysiert.

Das Szenario ‚Gärrestlager‘ geht auf Varianten bei der Abschätzung der potenziellen Methanemissionen aus offenen Gärrestlagern ein, wobei drei Unterszenarien gebildet werden. Die Problematik der Methanemissionen wird in Abschnitt 4.9 näher erläutert.

6.1 Vorherige Fruchtfolge

In dem Szenario ‚Vorherige Fruchtfolge‘ wird im Referenzsystem die Landnutzung Brache durch die vorherige Fruchtfolge ersetzt. Wie bereits in Abschnitt 4.2.1.1 beschrieben, entsteht dadurch ein Nutzenungleichgewicht zwischen den Biogas- und den Referenzproduktionssystemen. In den Referenzproduktionssystemen werden als zusätzlicher Nutzen Lebensmittel bzw. Tierfutter produziert, der in den Biogasproduktionssystemen nicht ausgeglichen wird. Dieser Sachverhalt ist zwingend bei der Interpretation der folgenden Ergebnisse zu beachten.

Die vorherigen Fruchtfolgen der einzelnen Biogasanlagen-Produktionssysteme sind in der Tabelle 56 mit ihren prozentualen Flächenanteilen beschrieben. Bei den Biogasanlagen BGA 4 und BGA 5 gibt es bezüglich der Flächenanteile keine Änderungen zwischen vorheriger Fruchtfolge und Energiepflanzenanbau. Jedoch werden die Flächen für den Energiepflanzenanbau geringfügig anders bewirtschaftet. Bei der BGA 4 ist beispielsweise davon auszugehen, dass auf dem Grünland kein vierter Schnitt erfolgt, sondern die überschüssigen Grasbestände gemulcht werden. Zudem wird anstatt Gärrest Gülle zur organischen Düngung eingesetzt. Die vorherige Fruchtfolge der BGA 3 diente in erster Linie der Schweinefutterproduktion. Die erforderlichen Betriebsstoffe und Arbeitsgänge für den Anbau der Ackerkulturen sind KTBL (2011b) und KTBL (2008) entlehnt. An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass das Vorgehen für die Berechnung der Nährstoffgaben nach KTBL (2011b) und nach den Schlagkarteien nicht identisch ist. Der indirekte Vergleich der vorherigen Fruchtfolge mit dem Energiepflanzenanbau kann somit lediglich eine Orientierung, aber keine endgültige Aussage liefern.

Tabelle 56: Flächenanteile der Ackerkulturen bezüglich der Fruchtfolgen vor dem Energiepflanzenanbau

	BGA 1	BGA 2	BGA 3	BGA 4	BGA 5
	Südnieder- sachsen	Lüneburger Heide	Veredelungs- region	Milchvieh- region	Mischregion
Winterweizen	50 %		18 %		
Gerste			25 %		
Roggen		60 %			
Zuckerrüben	50 %	3 %			
Kartoffeln		37 %			
Silomais				unverändert	unverändert
CCM			57 %		
Grünland				unverändert	unverändert

Für das Szenario ‚Vorherige Fruchtfolge‘ werden nicht alle Wirkungskategorien im Detail untersucht, sondern sich auf zwei Wirkungskategorien beschränkt, die die differierenden Tendenzen beim Vergleich des Biogasanlagensystems mit dem Referenzsystem ausreichend abbilden. Als Stellvertreter für die Umweltkategorien, welche als Input fossile Rohstoffe berücksichtigen, wird der Klimawandel gewählt. Die Umweltkategorien, in welche Stickstoff-Emissionen eine wesentliche Rolle spielen, werden durch die Kategorie ‚Versauerung‘ repräsentiert.

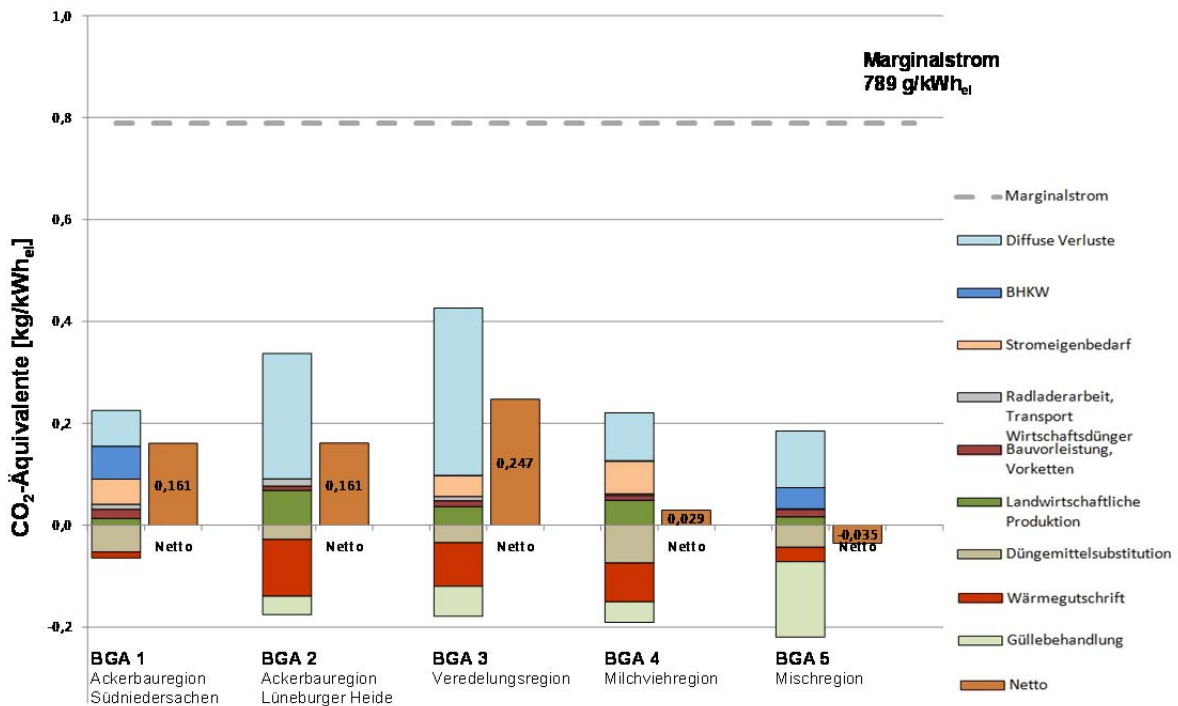


Abbildung 15: Szenario 'Vorherige Fruchtfolge' - Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die Kategorie 'Klimawandel'

Bei der Berücksichtigung der vorherigen Fruchtfolge reduzieren sich die potenziellen Umweltwirkungen durch die landwirtschaftliche Produktion der Energiepflanzen, werden allerdings nicht vollständig kompensiert (siehe Abbildung 9 und Abbildung 15). Dies ist zum Teil auf die höhere Stickstoff-Düngung beim Energiepflanzenanbau, insbesondere Silomais, zurückzuführen. Die maximale Reduktion durch die Einbeziehung der vorherigen Fruchtfolge ist für BGA 4 festzustellen. Im Vergleich zum Basisszenario vergrößert sich die Einsparung von Treibhausgasen zusätzlich um 0,197 kg auf 0,760 kg CO₂-Äquivalente pro kWh erzeugten Strom. Der geringste absolute Effekt ist bei BGA 5 zu verzeichnen. Die Einbeziehung der vorherigen Fruchtfolge führt potenzielle zu einer Reduktion der potenziellen Umweltwirkungen um 0,06 kg CO₂-Äquivalente/kWh_{el} im Vergleich zum Basisszenario.

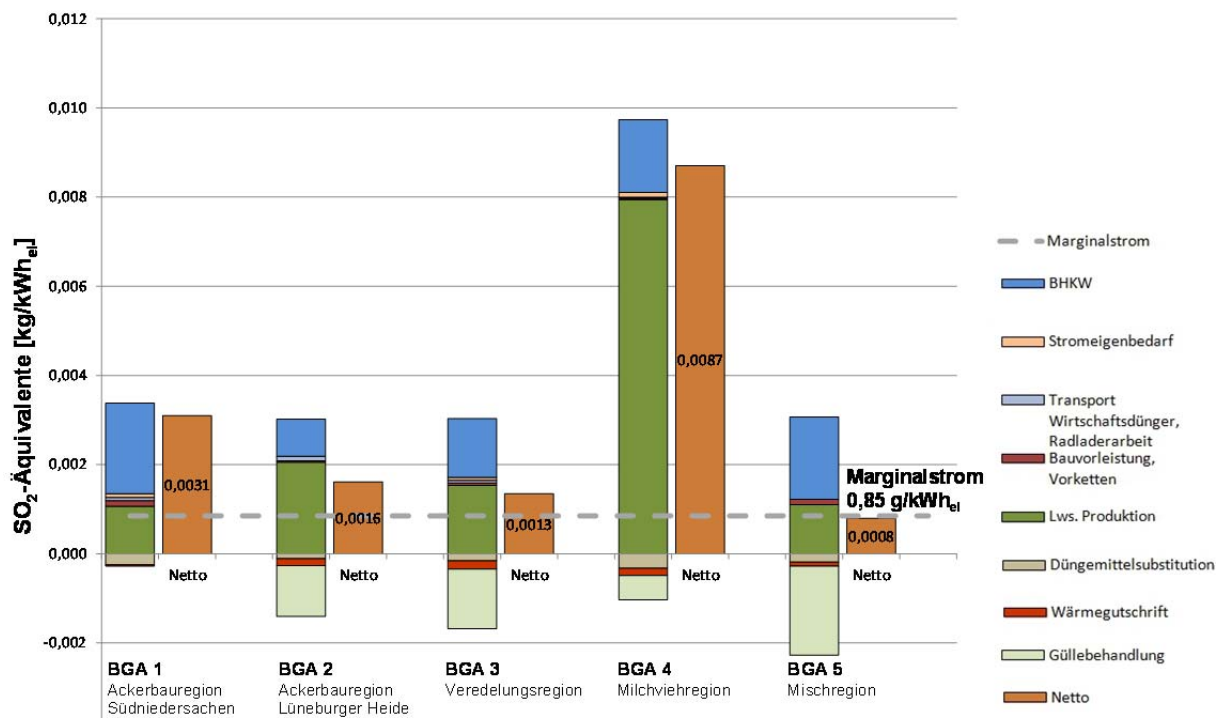


Abbildung 16: Szenario 'Vorherige Fruchtfolge' - Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die Kategorie 'Versauerung'

Für die Wirkungskategorie 'Versauerung' sind im Vergleich zum Treibhauseffekt geringere Reduktionen bei Einbeziehung der vorherigen Fruchtfolge festzustellen (siehe Abbildung 16). Die Gründe hierfür sind wie auch beim Treibhauseffekt in der Düngung zu finden. Bei der vorherigen Fruchtfolge erfolgt die Düngung gemäß den Literaturangaben zu größeren Anteilen mineralisch. Hiermit verbunden sind geringere Emissionsfaktoren für das versauernd wirkende Ammoniak. Der höchste absolute Effekt ist bei BGA 4 zu verzeichnen. Die potenziellen versauernd wirkenden Emissionen reduzieren sich um 0,0049 kg SO₂-Äquivalente/kWh_{el}.

6.2 Indirekte Landnutzungsänderung

In diesem Szenario werden die in Abschnitt 4.2.1.3 beschriebenen indirekten Landnutzungsänderungen (iLUC) in Abhängigkeit von der beanspruchten landwirtschaftlich genutzten Fläche für die Kategorie ‚Klimawandel‘ berücksichtigt. Abbildung 17 zeigt die Ergebnisse bei Einbeziehung der indirekten Landnutzungsänderung nach dem Ansatz von Fritsche, Henneberg & Hünecke (2010). Zu den Ergebnissen der Wirkungsabschätzung aus Abschnitt 5.1 werden die zusätzlichen CO₂-Emissionen durch die indirekte Landnutzungsänderung jeweils für das 25 %- und 50 %-Niveau dazugerechnet (siehe obere, hellgrüne Balkenabschnitte in Abbildung 17). Die Netto-Werte für die einzelnen Biogasanlagen erhöhen sich additiv um den Beitrag aus der Berücksichtigung der iLUC25%- und iLUC50%-Werte.

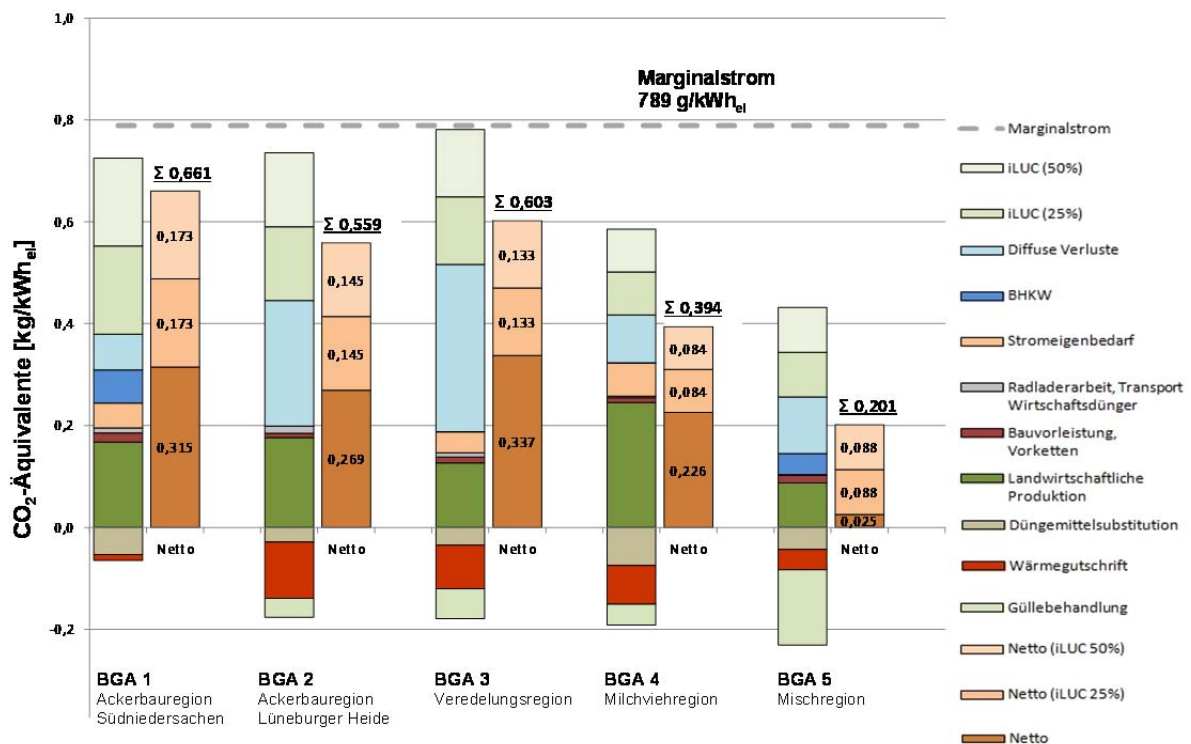


Abbildung 17: Szenario ‚iLUC‘ - Ergebnisse für die Wirkungskategorie ‚Klimawandel‘

Bei Einbeziehung der indirekten Landnutzungsänderungen steigen die Netto-Werte für die Wirkungskategorie ‚Klimawandel‘ um 88 bis 173 g CO₂-Äquivalente/kWh_{el} für das 25 %-Niveau. Wird das 50 %-Niveau des iLUC-Faktors angesetzt, erhöhen sich die Netto-Ergebnisse um weitere 88 bis 173 g CO₂-Äquivalente/kWh_{el} bzw. im Vergleich zum Basisszenario um insgesamt 176 bis 346 g CO₂-Äquivalente/kWh_{el}.

Einschließlich der iLUC-Faktoren mit 25 %- und 50 %-Niveau weisen alle Biogasanlagen einen geringeren Treibhauseffekt im Vergleich zum Marginalstrom auf, wobei für BGA 1 die geringste Einsparung mit 128 g CO₂-Äquivalente/kWh_{el} berechnet wird. Aufgrund der im Vergleich zu den anderen Biogasanlagen kleinsten Inanspruchnahme von landwirtschaftlicher Fläche, fällt das Ergebnis für die Wirkungskategorie ‚Klimawandel‘ inklusive iLUC für die Biogasanlage 5 am günstigsten aus. Unter Berücksichtigung des iLUC-Faktors für das 50 %-Niveau werden bei dieser Anlage noch 588 g CO₂-Äquivalente/kWh_{el} eingespart.

6.3 Allokationsverfahren beim Kartoffelfruchtwasserkonzentrat-Dünger

In der Biogasanlage BGA 3 wird als organisches Düngemittel Kartoffelfruchtwasserkonzentrat (PPL) verwendet (siehe Abschnitt 4.2.1.4). Wie der Tabelle 11 auf S. 25 zu entnehmen ist, ist die Allokation nach Marktwert oder nach Masse möglich. Im Basisszenario wird die Allokation für Kartoffelfruchtwasserkonzentrat gemäß dem Marktwert mit 0,6 % an der Kartoffelstärkekonzentration vorgenommen. Der Einfluss der alternativen Allokation nach Masse mit 10 % wird in diesem Szenario untersucht.

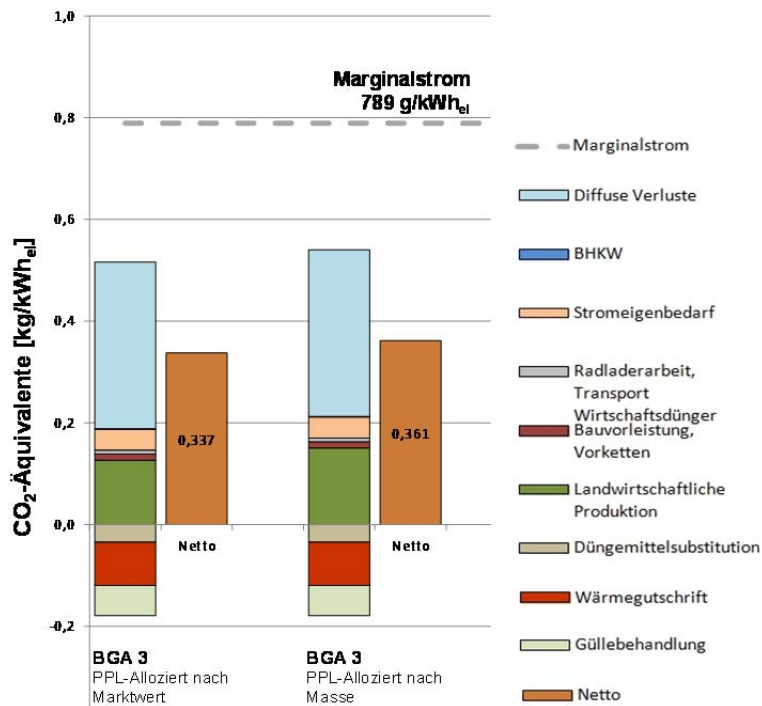


Abbildung 18: Szenario ‚PPL‘ - Ergebnisse für die Wirkungskategorie ‚Klimawandel‘

Bei der Allokation des PPL mit 10 % an der Kartoffelstärkekonzentration erhöhen sich die potenziellen klimawirksamen Emissionen des Produktionssystems BGA 3 um 7,1 % von 0,337 auf 0,361 kg CO₂-Äquivalente/kWh_{el} (siehe Abbildung 18).

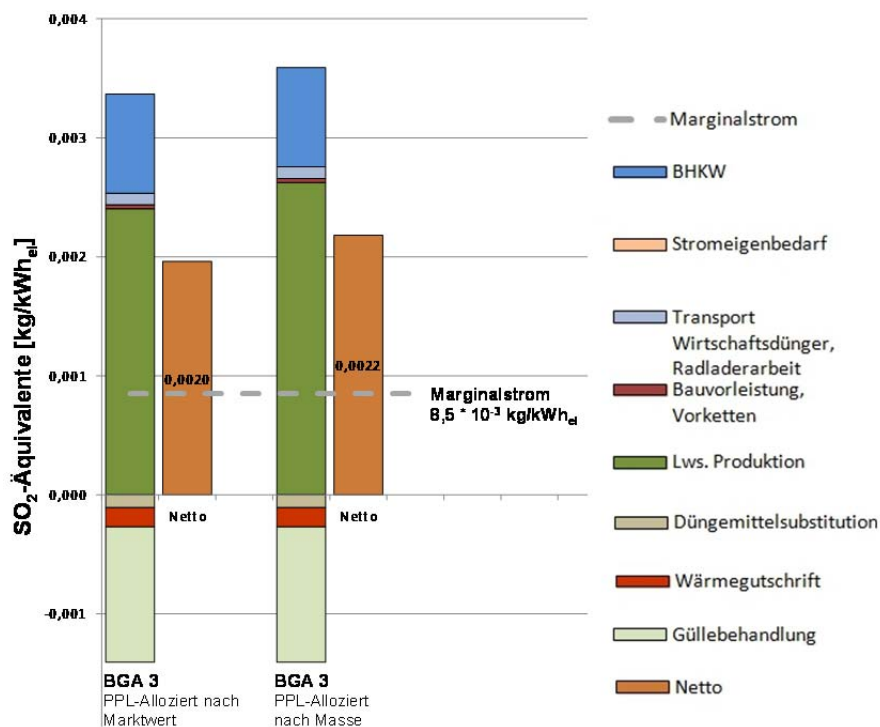


Abbildung 19: Szenario ‚PPL‘ - Ergebnisse für die Wirkungskategorie ‚Versauerung‘

Abbildung 19 zeigt, dass die alternative Allokation beim PPL-Produktionssystem bei den potenziell versauernd wirksamen Emissionen der BGA 3 zu einer Erhöhung um 10 % auf 0,0022 kg SO₂-Äquivalente/kWh_{el} führt.

6.4 Ammoniakoptimierte Ausbringung des organischen Düngers

Mit der Nährstoffzufuhr auf Grünland über organische Düngemittel sind insbesondere umweltrelevante Ammoniak- und Lachgasemissionen verbunden. Während die Lachgasemissionen lediglich anhand der zugeführten Stickstoffmenge abgeleitet werden, hängt die Bestimmung der potenziellen Ammoniakemissionen auch von der verwendeten Applikationstechnik ab. Haenel (2010) gibt Emissionsfaktoren für die Düngung von Gärrest bzw. Gülle auf Grünland bezüglich der Ausbringungstechniken Breitverteiler, Schleppschlauch, Schleppschuh und Schlitzverfahren an. Die geringsten Ammoniakemissionen können in diesem Fall mit der Anwendung des Schlitzverfahrens erzielt werden. Für die BGA 4 wird ausgegangen, dass der Großteil des Gärrestes und der Gülle mit Schleppschlauch ausgebracht wird. Hierfür werden Emissionsfaktoren für Gärrest von 0,45 kg NH₃-N/kg TAN (Gesamtammonium-Stickstoff, *total ammonia nitrogen*) und für Gülle von 0,54 kg NH₃-N/kg TAN angegeben. Die Verwendung der emissionsmindernden Schlitztechnik kann diesen Faktor auf 0,24 kg NH₃-N/kg TAN reduzieren.

Bei der BGA 4 dominiert in der Kategorie ‚Versauerung‘ Ammoniak zu 85 % im Basisszenario (siehe Tabelle 43). Demzufolge hat die Reduktion von potenziellen Ammoniakemissionen in dem landwirtschaftlichen Produktionssystem deutliche Auswirkungen auf die versauernd wirksamen Emissionen.

Die Ergebnisse der NH₃-optimalen Ausbringungstechnik sind in Abbildung 20 auf der folgenden Seite dargestellt. Zur Orientierung sind ebenfalls die unveränderten Ergebnisse der BGA 3 abgebildet.

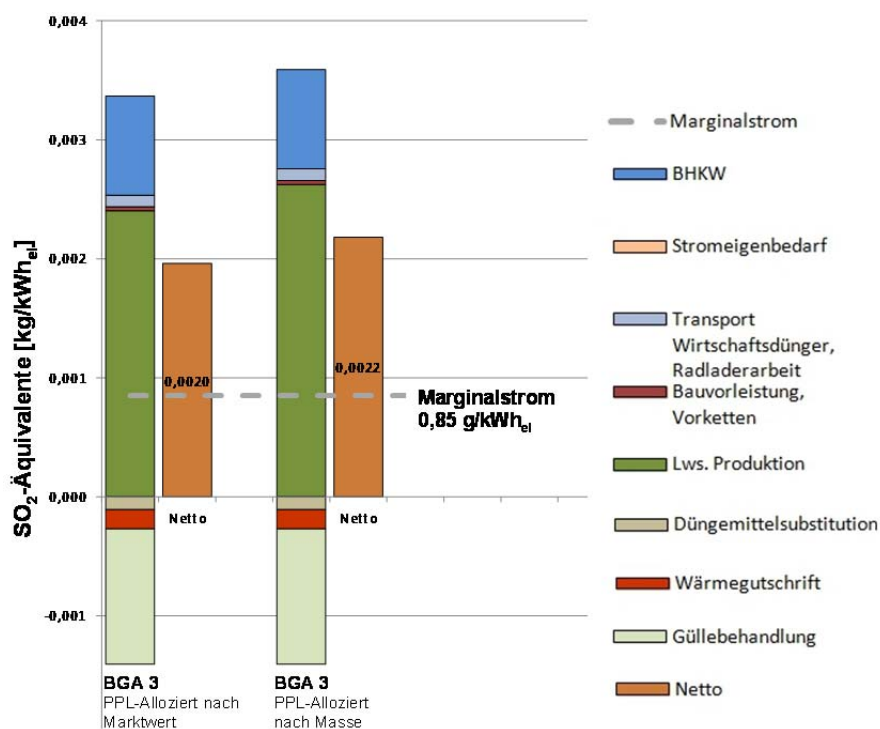


Abbildung 20: Szenario ‚NH₃-Opt‘ - Ergebnisse für die Wirkungskategorie ‚Versauerung‘

Bei der Annahme einer verwendeten emissionsmindernden Applikationsverfahrens, wie der Schlitztechnik, reduzieren sich die versauernd wirkenden Emissionen im Vergleich zum Status-Quo-Zustand des Systems BGA 4 um 53 % auf 6,4 g SO₂-Äquivalente/kWh_{el}.

6.5 Gärrestlager

Die Angaben über die Ausmaße der Methanemissionen aus offenen Gärrestbehältern sind nach aktuellem Forschungsstand mit großen Unsicherheiten verbunden (siehe Abschnitt 4.9, S. 36ff). Um den Einfluss der Gärrestlagerabdeckung auf das Gesamtergebnis sowie die Spannweite der potenziellen Methanemissionen darzustellen, wird für die Anlagen mit offenem Gärrestlager über drei Szenarien der Emissionsfaktor variiert. Dies betrifft die Anlagen BGA 2, BGA 3 und BGA 5, da bei diesen offene Gärrestlager vorzufinden sind. Als äußere Markierung der möglichen Methanemissionen werden die Messwerte der jüngsten Untersuchung von Liebetrau et al. (2010) gewählt. Die in Tabelle 57 aufgeführten Werte beziehen sich ausschließlich auf die Methanverluste aus dem Gärrestlager. In allen drei Szenarien werden zusätzlich 1,8 % diffuse Verluste über die gesamte Gärstrecke veranschlagt (siehe auch Tabelle 25, S. 39).

Tabelle 57: Szenarien ‚Gärrestlager‘ - Übersicht über die gewählten Methanemissionsfaktoren

Szenario	Abkürzung	Methanemissionen [% des jährlichen Gesamtmethanertrages]
Gärrestlager gasdicht	gasdicht	0
Gärrestlager offen, minimaler Ansatz	offen, min	1,43
Gärrestlager offen, maximaler Ansatz	offen, max.	10,36

Die Änderung der Methanemissionswerte in der Sachbilanz beeinflusst in der anschließenden Wirkungsabschätzung lediglich die Wirkungskategorie ‚Klimawandel‘. In Abbildung 21 sind die Ergebnisse der Szenariorechnung aufgeführt. Die Abbildung zeigt zum Vergleich auch die Ergebnisse des Basisszenarios von BGA 1 und BGA 4, die dem Szenario ‚gasdicht‘ entsprechen. Bei BGA 5 wurden im Rahmen der Berechnungen wie bereits in Abschnitt 4.9 auf S. 36 erläutert nur 35 % der Gesamtgärrestmenge als in offenen Behältern lagernd behandelt.

Bei jeder der drei Anlagen mit offenen Gärrestbehältern beeinflusst die Wahl des Emissionsfaktors erheblich das Gesamtergebnis. So versechsfacht sich der Nettowert von Anlage BGA 2 vom Szenario ‚gasdicht‘ bis zum Szenario ‚offen, max‘, bei BGA 3 erhöht sich der Nettowert um ein Acht-, bei BGA 5 sogar um ein Fünfzehnfaches.

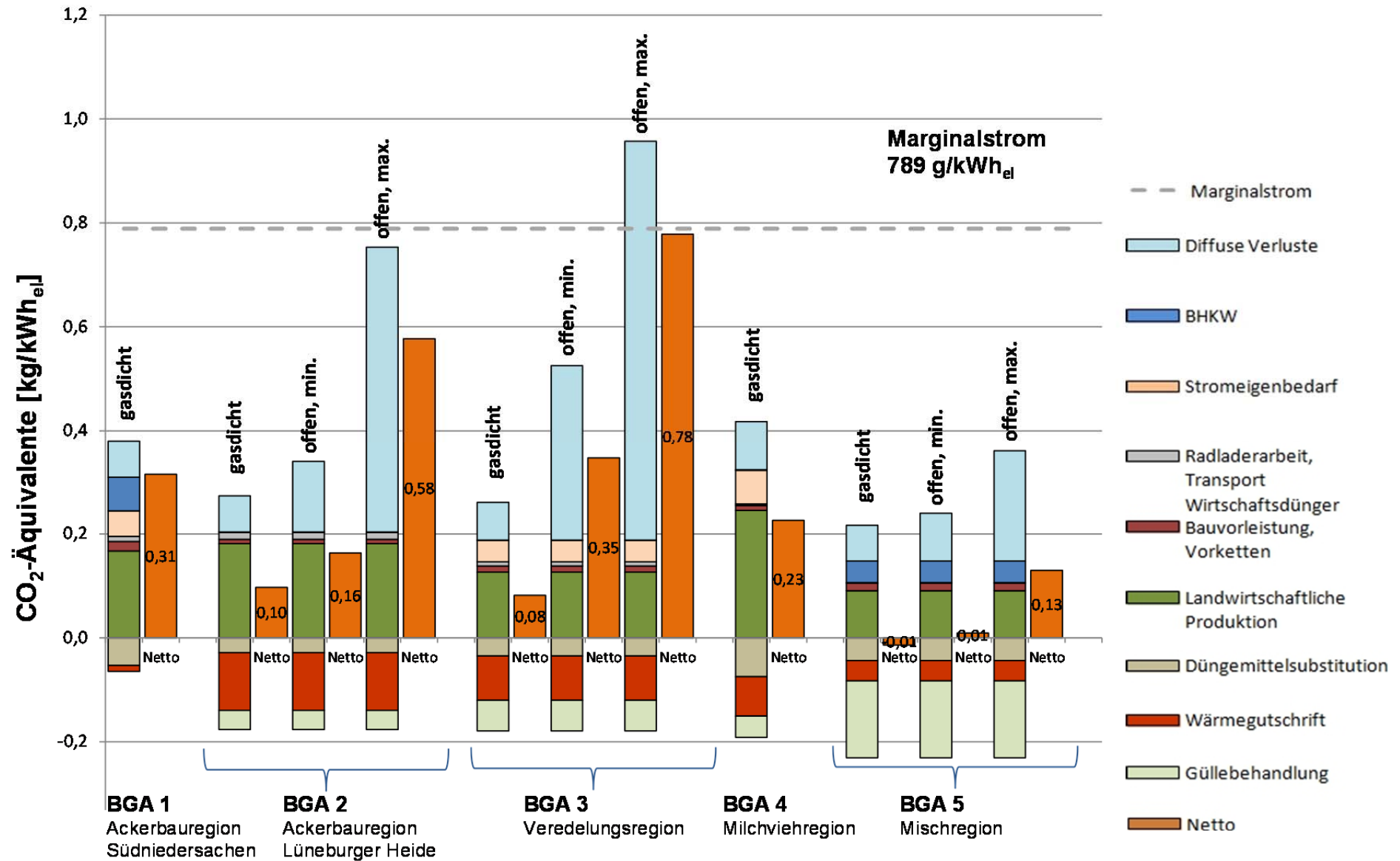


Abbildung 21: Szenarien 'Gärrestlager': - Ergebnisse in der Wirkungskategorie 'Klimawandel'

7. Auswertung

In der abschließenden Auswertung werden die Ergebnisse zu den potenziellen Umweltwirkungen von fünf Biogasanlagen in Niedersachsen ausgehend von der Zielsetzung der Studie bewertet. Neben den Aspekten wie Datenqualität und relevante Parameter wird auch auf den Einfluss regionalspezifischer Rahmenbedingungen eingegangen.

7.1 Einschränkungen

Die ökobilanzielle Bewertung basiert in erster Linie auf quantifizierbaren Stoffströmen der Biogasanlagensysteme. Im Vergleich zu rein technischen Systemen kann ein Teil der Stoffströme in landwirtschaftlichen Produktionssystemen nur schwer exakt bestimmt werden, da sie in das Ökosystem eingebunden sind. Aus diesem Grunde mussten bei einigen Emissionsgrößen auf Literaturwerte zurückgegriffen werden. Bei einzelnen Aspekten besteht zurzeit noch Forschungsbedarf (z.B. Stickstoff-Emissionen durch Gärrestausbringung). Mit der landwirtschaftlichen Produktion der Energiepflanzen sind weitere wichtige Punkte der Umweltbewertung verbunden, die in dieser Studie wegen mangelnder Datenlage nicht berücksichtigt werden konnten bzw. für die es in der Wissenschaft noch keine einheitlichen quantifizierbaren Ansätze gibt. Hierzu gehören u.a.:

- Landschaftsbild: Durch den Anbau von Energiepflanzen können sich die Fruchtfolgen ändern. Das damit verbundene veränderte Landschaftsbild wird von den Menschen unterschiedlich empfunden. In einigen Regionen ist die Gefahr des Überhangs einzelner Ackerkulturen gegeben, während in anderen Regionen das Landschaftsbild durch die Energiepflanzen bereichert wird.
- Biodiversität: Eine Bewertung der Biodiversität, wie in Urban et al. (2011) vorgeschlagen wird, konnte in dieser Studie nicht geleistet werden. Bei einer Berücksichtigung der Biodiversität ist der Fokus auf die Änderung durch den Energiepflanzenanbau zu legen. Aufgrund der Einbettung der Anbausysteme in die regionalen Naturräume ist ein wertender Vergleich der Anlagen untereinander nicht empfehlenswert.
- Humusbilanz: Der Einfluss der angebauten Ackerkulturen und der Gärrestaufbringung auf die Humusbilanz ist in dieser Studie nicht durchgeführt worden.
- Stickstoff- und Phosphorbilanz: Die Stickstoff- und Phosphorflüsse sind in dieser Studie nicht detailliert und standortbezogen modelliert worden. Mithilfe einer solchen Modellierung könnten insbesondere die Emissionen in die Wassersysteme besser beurteilt werden.

Weitere Einschränkungen, die die landwirtschaftlichen Produktionssysteme betreffen, resultieren aus dem Vorgehen, den Anbau der Energiepflanzen anhand der von den Anlagenbetreibern bereitgestellten Schlagkarteien zu modellieren. Aufgrund dessen, dass lediglich das Anbaujahr mit der real durchgeführten Nährstoffgabe berücksichtigt worden ist, sind Effekte, die sich aus der Fruchtfolge ergeben, nicht abgebildet worden. Hierzu gehören beispielsweise nutzbare Nährstoffe von der Vorfrucht. Ein Vergleich der Anbausysteme der verschiedenen Regionen wird dadurch erschwert. In der Literatur wird darauf verwiesen, in Ökobilanzen die Bilanzierung des Düngemittelbedarfs entsprechend des Nährstoffentzugs durchzuführen (Gärtner & Reinhardt 2003).

7.2 Signifikante Parameter

Die wichtigsten Lebenswegabschnitte entlang der Biogaserzeugung sind die landwirtschaftliche Produktion, die Gärstrecke und die Konversion. Weniger bedeutsam sind Transporte, Radladerarbeiten auf dem Anlagengelände sowie die Bauvorketten. Entlang der Biogasproduktionskette können folgende signifikante Parameter identifiziert werden: die Stickstoffemissionen und der Ressourcenverbrauch in der Landwirtschaft, die Methanemissionen am Gärrestbehälter, die Menge fossilen Zündöls im BHKW und der Umfang der Güllebehandlung sowie der Wärmenutzung.

Das landwirtschaftliche Produktionssystem trägt in allen Umweltkategorien signifikant zu den potenziellen Umweltwirkungen bei. Die höchsten Beiträge sind für die Kategorien ‚Versauerung‘ mit Anteilen von 41,2 bis 87,1 % und für ‚Eutrophierung‘ von 45,4 bis 90,5 % festzustellen und sind auf Stickstoffemissionen durch die Nährstoffaufbringung auf die landwirtschaftlichen Flächen zurückzuführen.

Methanemissionen aus dem Gärrestbehälter und entlang der Gärstrecke sind zu einem Anteil von 18,6 bis 22,5 % bei Anlagen mit gasdichten Gärrestbehälter und zu 43,3 bis 63,5 % bei Anlagen mit offenen Gärrestbehältern am gesamten Treibhauspotenzial der untersuchten Biogasanlage beteiligt (siehe BGA 2, BGA 3 und BGA 5 bzw. BGA 1 und BGA 4 in Tabelle 38). Auf die übrigen untersuchten Wirkungskategorien haben die Methanemissionen dagegen keinen Einfluss.

Die Menge fossilen Zündöls im BHKW beeinflusst aufgrund des bei der Verbrennung ausgestoßenen fossilen Kohlendioxids die Treibhausbilanz. Bei Anlagen, die fossiles Zündöl im BHKW einsetzen, wird ein Anteil von 16,1 bis 17 % der gesamten klimawirksamen Emissionen im BHKW ausgestoßen, bei Anlagen, die keine fossiles Zündöl einsetzen dagegen nur zwischen 0,17 und 0,27 % (siehe BGA 1 und BGA 5 bzw. BGA 2 bis 4 in Tabelle 38). Im Verbrennungsprozess entstehen zudem Stickoxide, die einen starken Einfluss auf die potenzielle Versauerungs- und Eutrophierungswirkung des Biogassystems haben. So ist das BHKW der Anlagen, die fossiles Zündöl im BHKW einsetzen, zu einem Anteil von 45,7 bis 51,6 % an der gesamten Versauerungswirkung verantwortlich, bei Anlagen ohne fossilen Zündöleinsatz nur zu maximal 33,7 %. Die Gesamteutrophierungswirkung wird bei Anlagen mit fossilem Zündöleinsatz zu 45 bis 62,5 % von den Emissionen aus dem BHKW dominiert, bei den Anlagen ohne fossilen Zündöleinsatz nur zu maximal 22,3% (siehe BGA 1 und BGA 5 bzw. BGA 2 bis 4 in Tabelle 42 und Tabelle 45).

Der Umfang der Wirtschaftsdüngerbehandlung wirkt sich deutlich auf die Höhe der Gutschriften in den Wirkungskategorien ‚Klimawandel‘, ‚Versauerung‘ und ‚Eutrophierung‘ aus. Die Anlagen, die Wirtschaftsdünger einsetzen, erzielen hierdurch zwischen 21 und 64 % ihrer Gesamtgutschriften in der Wirkungskategorie ‚Klimawandel‘ (siehe Tabelle 40). In den Wirkungskategorien ‚Versauerung‘ und ‚Eutrophierung‘ liegen die Gutschriften zwischen 52 bis 86 % bzw. 60 und 88 % in der Wirtschaftsdüngerbehandlung begründet (siehe Tabelle 44 und Tabelle 47).

Umfang und Art der Wärmenutzung beeinflusst in größerem Umfang die Höhe der Gutschriften in den Wirkungskategorien ‚Klimawandel‘, ‚Fossiler Ressourcenverbrauch‘ und ‚Kumulierter Energieaufwand‘. Zwischen 18 und 47 % der Gutschriften in der Wirkungskategorien ‚Klimawandel‘ entstammen der Wärmenutzung (siehe Tabelle 40). Für die Gutschriften in der Wirkungskategorie

„Fossiler Ressourcenverbrauch“ ist die Wärmenutzung zu einem Anteil von 18 bis 95 % verantwortlich, bei vier der fünf untersuchten Anlagen liegt der Anteil über 70 % (siehe Tabelle 50). In der Wirkungskategorie „Kumulierter Energieaufwand“ trägt die Wärmenutzung zu einem Anteil von 26 bis 84 % der Gesamtgutschriften bei, bei vier der fünf Anlagen liegt dieser Anteil über 63 % (siehe Tabelle 53).

7.3 Beurteilung der Ergebnisse

Die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung werden in diesem Kapitel hinsichtlich der Datenqualität und der Sensitivität auf alternativen Annahmen bei der Modellierung beurteilt.

Die Datenqualität für die Ökobilanz ist nicht für alle Prozesse gleichwertig, da die Sachbilanzdaten verschiedensten Quellen entstammen. Auf der einen Seite liegen genaue Analysen zu den ein- und ausgehenden Stoffströmen für bestimmte Prozesse z.B. bei verwendeten Modulen aus der Umberto®- oder Ecoinvent®-Bibliothek sowie aus Messberichten vor. Für andere Prozesse mussten Abschätzungen vorgenommen werden, da keine direkten Sachbilanzdaten zur Verfügung stehen. Dies betrifft beispielsweise die Methanleckagen aus den Fermentern und Gärrestlagern. Auch bei der Verwendung von Modulen aus den Bibliotheken der Ökobilanzierungssoftware kann nicht von einem einheitlichen Detaillierungs- bzw. Erfassungsgrad der bilanzierten Inputs und Outputs ausgegangen werden. Dies zeigt sich z.B. bei Bilanzierung der Phosphor- und Stickstoffströme, die in Modulen der Ecoinvent®-Datenbank detaillierter modelliert werden.

Die Daten zu den Biogasanlagensystemen liegen zum größten Teil sehr detailliert vor. Dies trifft vor allem auf die Inputseite sowie die Emissionen durch den Konversionsprozess zu. Die Sachaufwendungen für den Bau der Biogasanlagen werden größtenteils anhand der Abmessungen abgeschätzt. Bei den landwirtschaftlichen Produktionssystemen konnte für die meisten Ackerkulturen auf Schlagdateien zurückgegriffen werden. In einzelnen Fällen mussten Kalkulationsdaten der KTBL verwendet werden.

Im überwiegenden Teil der Modellierung sind Allokationen durch die Einführung von Gutschriften vermieden worden. In einzelnen Fällen konnte auf eine Allokation nicht verzichtet werden. Dies betrifft das Produktionssystem für die Bereitstellung des organischen Düngers PPL. In Abschnitt 6.3 wird aufgezeigt, dass die Wahl einer alternativen Allokationsmethode keinen signifikanten Einfluss auf das Endergebnis hat. Die Allokation nach Marktwert, wie im Basisszenario durchgeführt, wird somit als angemessen angesehen.

Die Methanemissionen entlang der Gärstrecke und insbesondere offener Gärrestlager bedürfen intensiverer Forschung, um zukünftig anlagenspezifischere Einschätzungen vornehmen zu können. Die Ergebnisse in der Wirkungskategorie „Klimawandel“ sind erheblich von den Methanemissionen abhängig und unterliegen im Hinblick auf den aktuellen Wissensstand großen Unsicherheiten. Die maximalen Schwankungsbreiten sind in Abbildung 21 auf S.75 in Form von Szenarien aufgezeigt, die tatsächlich vorzufindenden Werte dürften sich allerdings in etwa um die für das Basisszenario gewählte Größenordnung bewegen.

7.4 Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung können wie folgt zusammengefasst werden. In den Wirkungskategorien ‚Klimawandel‘, ‚Fossiler Ressourcenverbrauch‘ sowie ‚Kumulierter Energieaufwand‘ schneiden alle untersuchten Biogasanlagen im Vergleich zum Referenzsystem ‚Marginalstrom‘ günstiger ab. Pro kWh in das Stromnetz eingespeister Strom werden klimawirksame Emissionen in Höhe von 764 (BGA 5) bis 452 (BGA 3) g CO₂-Äquivalenten eingespart. Dieser Vorteil bleibt in reduzierter Form auch unter der Einbeziehung der indirekten Landnutzungsänderung bestehen. In den Wirkungskategorien ‚Versauerung‘ und ‚Eutrophierung‘ sind die potenziellen Umweltwirkungen aller untersuchten Biogassysteme dagegen deutlich höher als die des Referenzsystems.

Ein Motivationsgrund für diese Studie ist insbesondere die Berücksichtigung der niedersächsischen Verhältnisse bei der ökobilanziellen Bewertung. Die betrachteten Biogasanlagensysteme in den unterschiedlichen Regionen Niedersachsens unterscheiden sich in erster Linie durch die verfügbaren bzw. eingesetzten Substratarten voneinander. Während in der Ackerbauregion Südniedersachsen kein Wirtschaftsdünger als Substrat verfügbar ist, stellt die Verwertung der Gülle aus ansässigen Tierhaltungsbetrieben kein Problem für die Anlagen in der Veredelungs- und Mischregion dar. Die Anlage aus der Milchviehregion zeichnet sich dadurch aus, dass als Substrat Grassilage vom in der Region vorherrschenden Grünland genutzt wird. Die Verfügbarkeit von alternativen Energiepflanzen ist in dieser Region geringer, da die Ackerflächen für den Anbau von Viehfutter belegt sind. Die Wahl der eingesetzten Substrate hat einen signifikanten Einfluss auf die Ergebnisse der Ökobilanz. Dieser Effekt zeigt sich insbesondere bei den Substraten Wirtschaftsdünger und Grassilage. Der Einsatz von Wirtschaftsdünger wirkt sich zweifach positiv auf die Ökobilanz aus. Zum einen fallen für Wirtschaftsdünger so gut wie keine Umweltwirkungen für die Bereitstellung an, da der Produktion aus den in Abschnitt 4.3 genannten Gründen keine Umweltlast zugeteilt wird. Als zweiter positiver Aspekt ist die Behandlung des Wirtschaftsdüngers in der Biogasanlage zu nennen, die zu einer Reduktion der Methanemissionen im Vergleich zum Referenzsystem führt. Bei Grassilage von der Grünlandnutzung hingegen fallen im Vergleich zum ackerbaulichen Anbau von Energiepflanzen höhere potenzielle Ammoniakemissionen an. Aufgrund dessen, dass für die Graserträge ein Nährstoffausgleich durch Düngung vorgenommen wird, müssen die Ammoniakemissionen in der ökologischen Bewertung berücksichtigt werden. Falls über die Grasnutzung von Grünlandflächen eine Nährstoffabfuhr beabsichtigt ist, z.B. auf Naturschutzflächen, ist ein anderer Bilanzierungsansatz zu wählen. Bezüglich des landwirtschaftlichen Anbaus von Silomais konnte anhand der vorliegenden Schlagdaten ein regionalspezifischer Einfluss festgestellt werden. Auf dem Standort in der Ackerbauregion Südniedersachsen mit generell hohem Ertragsniveau werden im Vergleich zu den anderen Standorten pro t FM Silomais die geringsten Mengen an potenziellen treibhausgasrelevanten Emissionen festgestellt. Am schlechtesten bezüglich des Treibhauseffektes pro t FM Silomais schneidet der Standort in der Ackerbauregion Lüneburger Heide ab, was insbesondere auf die notwendige Beregnung zurückgeführt werden kann.

Weniger regionalspezifisch, sondern standortsbestimmt ist das umgesetzte Wärmekonzept, das bei den meisten Anlagen zu einem wesentlichen Anteil an den Gesamtgutschriften beiträgt. So können beispielsweise eine Beheizung von Gebäuden oder die Desinfektion des Melkstandes nur bei räumlicher Nähe zur Biogasanlage realisiert werden. Entlegene Anlagen können allerdings über eine gut organisierte Holz- oder Getreidetrocknung dennoch hohe Wärmegutschriften erzielen.

Standortunabhängige Einflüsse werden von den Autoren als überwiegend bedeutend eingeschätzt. Zu ihnen gehören die Abdeckung der Gärrestlager und der eingesetzte Motor-Typ im BHKW.

7.5 Empfehlungen

In Bezug auf eine Verringerung der potenziellen Umweltwirkungen durch die Produktion von Strom aus Biogas können folgende Praxisempfehlungen gegeben werden:

- Für das landwirtschaftliche Produktionssystem gelten als Empfehlungen allgemein die Kriterien der guten landwirtschaftlichen Praxis. Insbesondere bei der Ausbringung organischer Dünger sind emissionsarme Techniken und eine zeitnahe Einarbeitung entscheidend, um Stickstoffemissionen zu vermeiden. Des Weiteren ist auf den effizienten Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und Düngemitteln zu achten.
- Beim Betrieb der Biogasanlage sind Methanleckagen zu lokalisieren und zu beheben. Über spezielle Messgeräte sollten undichte Bereiche in den einzelnen Komponenten der Biogasanlage identifiziert werden.
- Die Gärrestlager sollten gasdicht abgedeckt werden, um Methan-Emissionen zu vermeiden. Auf diese Weise könnten bei den untersuchten Anlagen mit offenen Gärrestlagern bis 250 g CO₂-Äquivalente/kWh_{el} eingespart werden.
- Das Kuppelprodukt Wärme sollte so effektiv wie möglich genutzt werden. Bezogen auf den Klimaschutz stellt insbesondere die Getreidetrocknung mit einer Einsparung von 0,447 g CO₂-Äquivalenten pro MWh_{th} bezogen auf die funktionelle Einheit eine sinnvolle Option dar. Durch die Beheizung von Gebäuden konnten bei den untersuchten Anlagen Einsparungen zwischen 0,057 und 0,072 g CO₂-Äquivalenten pro MWh_{th} bezogen auf die funktionelle Einheit erzielt werden. Die Kochendwasserbereitung für die Melkstanddesinfektion von Anlage BGA 5 erwirkte eine Einsparung von 0,040 g CO₂-Äquivalenten pro MWh_{th} bezogen auf die funktionelle Einheit, durch die Holz Trocknung konnten zwischen 0,003 und 0,012 g CO₂-Äquivalenten pro MWh_{th} bezogen auf die funktionelle Einheit eingespart werden (siehe Tabelle 60 im Anhang).
- Aus ökologischer Sicht sind Gas-Otto-Motoren den Zündstrahlmotoren vorzuziehen, vor allem wenn letztere mit fossilem Zündöl betrieben werden.

Im Hinblick auf die methodische Fragestellung wird empfohlen, folgende Aspekte in weiteren wissenschaftlichen Studien näher zu untersuchen:

- Die Auswirkungen der Biogasanlagenproduktionssysteme auf die Kriterien Biodiversität, Landschaftsbild sowie Stickstoff- und Humusbilanz sind im regionalspezifischen Kontext zu analysieren. Dieser Aspekt schließt die potenziellen Stickstoffemissionen im Zuge der Gärrestausrückführung mit ein.
- Die potenziellen Umweltwirkungen sollten regionalspezifisch differenziert bewertet werden.
- Die Methanemissionen entlang der Gärstrecke sollten genauer quantifiziert werden.
- Aufgrund der durch die Verwertung des Gülle in der Biogasanlage entstehenden Wertschöpfung, ist die Berücksichtigung der potenziellen Umweltwirkungen der entsprechenden Gülle-Vorketten in Betracht zu ziehen. Die Einflüsse des geänderten Allokationsvorgehens auf die Ergebnisse sollten untersucht werden.

8. Literatur

- AEL (Arbeitsgemeinschaft für Elektrizitätsanwendung in der Landwirtschaft e.V.) (1994): Kochendwasser- oder Zirkulationsreinigung von Melkanlagen, Merkblatt 25/1994 Essen
- Althaus, H.-J.; Hischer, R.; Osses, M.; Primas, A.; Hellweg, S.; Jungbluth, N.; Chudacoff, M. (2007): Life Cycle Inventories of Chemicals, ecoinvent report No. 8, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf
- Askham, C. (2011): REACH and LCA - methodological approaches and challenges, in: The International Journal of Life Cycle Assessment, 16. Jg., H. 8, S. 1-15
- Bach, M.; Frede, H.-G.; Schweikart, U.; Huber, A. (1998): Regional differenzierte Bilanzierung der Stickstoff- und Phosphorüberschüsse der Landwirtschaft in den Gemeinden/Kreisen in Deutschland, in: Gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz: Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands, Wettenberg
- Bachmaier, J. & Gronauer, A. 2007: Klimabilanz von Biogasstrom, Klimabilanz der energetischen Nutzung von Biogas aus Wirtschaftsdüngern und nachwachsenden Rohstoffen, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft Freising-Weihenstephan
- Bauer, C. (2007): Holzenergie, in: Dones, R.: Sachbilanzen von Energiesystemen: Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz, Final report ecoinvent 6-IX, v.2.0, Villigen, Dübendorf, Schweiz
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2003): Nutzung von Biomasse in Kommunen - Ein Leitfadens, Berlin
- BMVEL/UBA (Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft/Umweltbundesamt) (2002): BMVEL/UBA-Ammoniak-Emissionsinventar der deutschen Landwirtschaft und Minderungsszenarien bis zum Jahre 2010. UBA-Texte 02/02. Umweltbundesamt (UBA).
- Borken, J.; Patyk, A.; Reinhardt, G. (1999): Basisdaten für ökologische Bilanzierungen: Einsatz mobiler Maschinen in Transport, Landwirtschaft und Bergbau, Vieweg Verlag Braunschweig, Wiesbaden
- Carus, M. & Müssig, J. (2007): Markt für Nawaro-Werkstoffe: Biopolymere und holz- und naturfaserverstärkte Kunststoffe, Konferenz: Perspektiven bei nachwachsenden Rohstoffen - Welche Märkte haben Zukunft?, Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (FNR), Berlin
- Clemens, J.; Hafermann, C.; Cuhls, C. (2009): Emissionen bei der Biogasproduktion - eine Analyse der Umweltrelevanz, in: Gülzower Fachgespräche, Band 32: Biogas in der Landwirtschaft - Stand und Perspektiven, Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (FNR) Gülzow, S. 142-147
- DIN (Deutsches Institut für Normung e.V.) (2006a): Umweltmanagement - Ökobilanz - Anforderungen und Anleitungen (ISO 14044:2006), Beuth Verlag Berlin

DIN (Deutsches Institut für Normung e.V.) (2006b): Umweltmanagement - Ökobilanz - Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO 14040:2006), Beuth Verlag Berlin

ELTRA (2003): Kortlægning af emissionsfaktorer fra decentral kraftvarme, Report ELTRA PSO project 3141, Fredericia, Dänemark

Fachverband Biogas e.V (2011): Biogas Branchenzahlen 2011 - Entwicklung der Anzahl Biogasanlagen und der gesamten installierten elektrischen Leistung in Megawatt [MW] (Stand: 11/2011), Freising

Fehrenbach, H.; Giegrich, J.; Reinhardt, G.; Rettenmaier, N. (2009): Synopse aktueller Modelle und Methoden zu indirekten Landnutzungsänderungen ILUC, Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg, Heidelberg

FNR (Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe) (2009): Biogas-Messprogramm II: 61 Biogasanlagen im Vergleich, Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (FNR) Gülzow

Frischknecht, R.; Bollens, U.; Bosshart, S.; Ciot, M.; Ciserie, L.; Doka, G.; Hischier, R.; Martin, A.; Dones, R.; Gantner, U. (1996): Ökoinventare für Energiesysteme - Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Ökobilanzen für die Schweiz, ETH Zürich, Schweiz

Fritsche, U. (2004): Gesamt-Emissions-Modell Integrierter Systeme (GEMIS), Öko-Institut e.V. Berlin/Darmstadt/Freiburg

Fritsche, U.; Hennenberg, K.; Hünecke, K. (2010): The "iLUC Factor" as a Means to Hedge Risks of GHG Emissions from Indirect Land Use Change, Working Paper, Öko-Institut e.V. Darmstadt

Fritsche, U. & Wiegmann, K. (2008): Treibhausgasbilanzen und kumulierter Primärenergieverbrauch von Bioenergie-Konversionspfaden unter Berücksichtigung möglicher Landnutzungsänderungen, Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (WGBU) Berlin

Fritsche, U. R.; Hennenberg, K.; Hermann, A.; Hünecke, K.; Herrera, R.; Fehrenbach, H.; Roth, E.; Hennecke, A.; Giegrich, J. (2010): Entwicklung von Strategien und Nachhaltigkeitsstandards zur Zertifizierung von Biomasse für den internationalen Handel, UBA/Texte 48/2010, Umweltbundesamt Berlin

Gärtner, S. & Reinhardt, G.A. (2003): Erweiterung der Ökobilanz für RME, Institut für Energie- und Umweltforschung, Heidelberg

Gärtner, S.; Münch, J.; Reinhardt, G.; Vogt R. (2008): Materialband: E Ökobilanzen, in: Vogt, R.; Gärtner, S.; Münch, J.; Reinhardt, G.; Köppen, S.: Optimierungen für einen nachhaltigen Ausbau der Biogaserzeugung und -nutzung in Deutschland, Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg, Leipzig, Berlin, Darmstadt

Gawel, E. & Ludwig, G. (2011): Indirekte Landnutzungsänderungen durch Energiepflanzenanbau. Erfassungsmethoden und ihre Bewertung, in: Naturschutz und Landschaftsplanung, 43. Jg., H. 8, S. 237-243

- Gericke, D. (2009): Measurement and modelling of ammonia emissions after field application of biogas slurries, Inst. f. Pflanzenbau u. Pflanzenzüchtung - Acker- und Pflanzenbau, Kiel
- Gehring, K. & Thyssen, S. (2011a): Empfehlungen für den Herbizideinsatz – Mais, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft - Institut für Pflanzenschutz, Freising
- Gehring, K. & Thyssen, S. (2011b): Herbizidempfehlung zur Ungrasbekämpfung im Frühjahr in Weizen, Roggen und Triticale, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft - Institut für Pflanzenschutz, Freising
- Gehring, K. & Thyssen, S. (2011c): Informationen zum Herbizideinsatz im Grünland, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft - Institut für Pflanzenschutz, Freising
- Gjølsjø, S. (1988): Comparative studies on storage and drying of chips and chunks in Norway, in: Danielsson B.O.; Gislerund, O. (Hrsg.): Proceedings of IEA/BE Conference - Task III/Activity 6 and 7 - Production, storage and utilization of wood fuels, Volume II - Drying and storage, Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Operational Efficiency, Uppsala, Sweden, S. 47-71
- Guinée, J.B.; Gorée, M.; Heijungs, R.; Huppes, G.; Kleijn, R.; Koning, A. de; Oers, L. van; Wegener Sleeswijk, A.; Suh, S.; Udo de Haes, H.A.; Brujn, H. de; Duin, R. van; Huijbregts, M.A.J. (2002): Handbook on Life Cycle Assessment- Operational Guide to the ISO Standards. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht
- Gutser, R.; Ebertseder, T.; Schraml, M.; von Tucher, S.; Schmidhalter, U. (2010): Stickstoffeffiziente und umweltschonende organische Düngung, in: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL): Emission landwirtschaftlich genutzter Böden - KTBL-/VTI-Tagung vom 8.-10. Dezember 2010 im Bildungszentrum Kloster Banz in Bad Staffelstein, KTBL Darmstadt, S. 31-50
- Gutser, R.; Ebertseder, T.; Weber, A.; Schraml, M.; Schmidhalter, U. (2005): Short-term and residual availability of nitrogen after long-term application of organic fertilizers on arable land, in: Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 83. Jg., H. 4; S. 439-446
- Haenel, H.-D. (2010): Calculations of Emissions from German Agriculture - National Emission Inventory Report (NIR) 2010 for 2008, Johann Heinrich von Thünen-Institut Braunschweig
- Hansen, A.; Heuer, E.; Flake, M. (2001): Stoffstromnetze für Fruchtfolgen: Analyse ausgewählter Marktfruchtfolgen niedersächsischer Ackerbaubetriebe, in: Zeitschrift für Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung, 13. Jg., H. 1, S. 45-57
- Hartmann, H. (2009): Grundlagen der thermo-chemischen Umwandlung biogener Festbrennstoffe, in: M. Kaltschmitt, H.; Hartmann, H.; (Hrsg.): Energie aus Biomasse: Grundlagen, Techniken und Verfahren, Springer Verlag Heidelberg, S. 333-462
- Hartmann, S.; Döhler, H. (2011): Vergärung von Zuckerrüben in Biogasanlagen - lohnt sich das?, in: Landtechnik, 66. Jg., H. 4, S. 250-253
- Heding, N. (1990): Exploitation of Marginal Forest Resources for Fuel, CEC Contract No. EN-3B-069-DK Report No. 7, Final Report, Frederiksberg, Dänemark

Heijungs, R.; Guinée, J. B.; Huppes, G.; Lankreijer, R. M.; Udo de Haes, H. A.; Wegener Sleeswijk, A. (1992): Environmental life cycle assessment of products – backgrounds, Centrum voor Milieukunde Leiden

Heuer, E.; Flake, M. (2001): Stoffstromanalyse - Ein Instrument zur Effizienzkontrolle von Umweltschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft, in: Zeitschrift für Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung, 13 Jg., H. 2, S. 113-120

Heyer, J. (1994): Methan. In: Enquete-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre" des Deutschen Bundestages (Hg.): Band 1 Landwirtschaft Studienprogramm Teilband I. Bonn: Economica Verlag.

Hischier, R. (2007): Life Cycle Inventories of Packaging and Graphical Paper, ecoinvent report No. 11, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf

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, Justus-Liebig-Universität Gießen

IFU & IFEU (2009): umberto, Version 5.5. IFU (Institut für Umweltinformatik Hamburg GmbH) und IFEU (Institut für Energie- & Umweltforschung Heidelberg GmbH) Hamburg, Heidelberg

Institut für Energetik und Umwelt (2006): Handreichung Biogasgewinnung und -nutzung, Fachagentur für nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR) Gülzow

IPCC (2007): IPCC Fourth Assessment Report - Contribution of Working Group I: Technical Summary 2007. <http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg1/ar4-wg1-ts.pdf>. Zugriff am 15.03.2011

Jering, A.; Haas, U.; Rutschmann, S. (1994): Stoffliche Belastung der Gewässer durch die Landwirtschaft und Maßnahmen ihrer Verringerung, Berichte 2/94, Erich Schmidt Verlag Berlin

Jungk, N.; Reinhardt, G. (2000): Landwirtschaftliche Referenzsysteme in ökologischen Bilanzierungen, Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg

Kaltschmitt, M.; Reinhardt, G.A. (1997): Nachwachsende Energieträger, Vieweg Verlag Braunschweig, Wiesbaden

Klöpffer, W.; Grahl, B. (2007): Ökobilanz (LCA) – Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf, Wiley-Vch Verlag, Weinheim

Knörr, W. (1997): Daten- und Rechenmodell: Energieverbrauch und Schadstoffemissionen des motorisierten Verkehrs in Deutschland 1980- 2020, Umweltbundesamt Dessau

Kohne, S. (2010): Dokumentation der Überprüfung am 20.12.2010, Fa. Esders, Haselünne

Krieg, V. (2001): Bilanzierung der Stickstoffemissionen in Niedersachsen, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie Hildesheim

KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft) (2008): Betriebsplanung Landwirtschaft 2008/09, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) Darmstadt.

KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft) (2009): Faustzahlen für die Landwirtschaft, 14. Aufl., Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) Darmstadt.

KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft) (2011a): KTBL Kostenrechner Energiepflanzen, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) Darmstadt, <http://www.ktbl.de/index.php?id=792>, Zugriff am 15.03.2011

KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft) (2011b): Leistungs-Kostenrechnung Pflanzenbau, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) Darmstadt, <http://www.ktbl.de/index.php?id=792>, Zugriff am 15.03.2011

KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft) (2011c): KTBL-Feldarbeitsrechner, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) Darmstadt, <http://www.ktbl.de/index.php?id=792>, Zugriff am 15.03.2011

LBEG (Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie) (2007): Diffuse Nitrat- und Phosphatbelastung, Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) Hannover

Liebetrau, J.; Clemens, J.; Cuhls, C.; Hafermann, C.; Friehe, J.; Weiland, P.; Daniel-Gromke, J. (2010): Methane emissions from biogas-producing facilities within the agricultural sector, in: Eng. Life Sci., Vol 10, No. 6, S. 595-599

LSKN (Landesbetrieb für Statistik und Kommunikationstechnologie Niedersachsen) (2010): Bodennutzung und Ernte 2009, Landesbetrieb für Statistik und Kommunikationstechnologie Niedersachsen (LSKN) Hannover

LWK Nds. (Landwirtschaftskammer Niedersachsen) (2008): Nachwachsende Rohstoffe – Anbauhinweise für die energetische und stoffliche Verwertung. Landwirtschaftskammer Niedersachsen Hannover

LWK Nds. (Landwirtschaftskammer Niedersachsen) (2010): Getreide GPS und Grünroggen. Landwirtschaftskammer Niedersachsen Hannover

LWK Nds. (Landwirtschaftskammer Niedersachsen) (2011): 1.300 Anlagen liefern 7,5 Prozent des Stroms, Pressemitteilung vom 16.03.2011

Memmler, M.; Mohrbach, E.; Schneider, S.; Dreher, M.; Herbener, R. (2011): Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger - Durch Einsatz erneuerbarer Energien vermiedene Emissionen im Jahr 2010, Aktualisierte Anhänge 2 und 4 der Veröffentlichung "Climate Change 12/2009", Umweltbundesamt Dessau-Roßlau

ML & MU (Nds. Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung; Nds. Ministerium für Umwelt und Klimaschutz) (2009): Stand und Perspektiven der Biogasnutzung in Niedersachsen, Nds. Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung (ML) und Nds. Ministerium für Umwelt und Klimaschutz (MU) Hannover

Nemecek T. & Kägi T. (2007): Life Cycle Inventories of Swiss and European Agricultural Production Systems. Final report ecoinvent V2.0 No. 15a, Agroscope Reckenholz-Taenikon ART, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf

NLÖ (Niedersächsisches Landesamt für Ökologie) (2000): Bilanzierung der Stickstoffemissionen in Niedersachsen, NLÖ Hildesheim

Olesen, J. E.; Weiske, A.; Asman, W. A.; Weisbjerg, M. R.; Djuruhuus, J.; Schelde, K. (2004): FarmGHG: A model for estimating greenhouse gas emissions from livestock farms, Danish Institute of Agricultural Sciences Copenhagen

Olzem, B. (2009): Branchenzahlen Biogas Stand Ende 2009, Fachverband Biogas e.V., Freising

Pacholski, A., Gericke, D.; Ni, Kang; Kage, H. (2010): Ammoniakemissionen nach Ausbringung von Gärresten im Vergleich zu Gülllen, in: Wulf, S.; Döhler, S.: Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden, KTBL-/VTI-Tagung vom 8. bis 10. Dezember 2010 im Bildungszentrum Kloster Banz in Bad Staffelstein, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, Darmstadt

Patyk, A. & Reinhardt, G. A. (1997): Düngemittel – Energie- und Stoffstrombilanzen, Verlag Vieweg, Braunschweig/Wiesbaden

Pehnt, M.; Vogt, R. (2007): Biomasse und Effizienz Vorschläge zur Erhöhung der Energieeffizienz von §8 und §7-Anlagen iim Erneuerbare-Energien-Gesetz, Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg

Richner, W.; Oberholzer, H.-R.; Freiermuth, R.; Huguenin, O.; Walther, U. (2006): Modell zur Beurteilung des Nitratauswaschungspotenzials in Ökobilanzen - SALCA-Nitrat, agroscope FAL Reckenholz

Ruppel, K. A.; Pitt, R. E.; Chase, L. E.; Galton, D. M. (1995): Bunker Silo Management and Its Relationship to Forage Preservation on Dairy Farms, in: Journal of Dairy Science, 71. Jg., H. 1, S. 141-153

Scheper, T.; Beutel, S.; Lotz, M.; Ulber, R.; Buchholz, H. (2008): Anwendung von Membranadsorbern und Screening Systemen zur gezielten Aufarbeitung von Kartoffelproteinen, Konferenz: Industrielle Nutzung nachwachsender Rohstoffe - Chemie, Biotechnologie, Verfahrenstechnik, Dechema, Frankfurt am Main

Schmidt, M.; Knörr, W.; Patyk, A.; Höpfner, U. (1998): Evaluierung gängiger Datenmodelle zur Ermittlung verkehrlicher Umweltbelastungen, in: Haasis, H.D; Ranze, K.D. (Hrsg.): Umweltinformatik '98, Metropolis Verlag Marburg, S. 280-293

- Schmidt, M. & Schorb, A. (1995): Stoffstromanalysen in Ökobilanzen und Öko-Audits, Springer Verlag Berlin
- Schmitz, S. (1995): Ökobilanz für Getränkeverpackungen, Texte 95/52, Umweltbundesamt Berlin
- Schmitz, S. & Paulini, I. (1999): Valuation as an element of life cycle assessment - German Federal Environmental Agency method for impact indicator standardization, impact category grouping (ranking), and interpretation in accordance with ISO 14042 and 14043, Umweltbundesamt Berlin
- Scholwin, F.; Michel, J.; Schröder, G.; Kalies, M. (2006): Ökologische Analyse einer Biogasnutzung aus nachwachsenden Rohstoffen, Institut für Energetik und Umwelt Leipzig
- Sutter, J. (2010): Life cycle inventories of pesticides, Swiss Centre for Life Cycle Inventories St. Gallen
- Trieschmann, M. (2008): Kosten und Nutzen verschiedener organischer Stickstoffdünger für den ökologischen Ackerbau, in: Fachtagung Ökologischer Ackerbau, Naturland Erdweg
- UBA (Umweltbundesamt) (2009): Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungsstrategie, Umweltbundesamt (UBA) Berlin
- UBA (Umweltbundesamt) (2011): Energiepolitik und Energiedaten, Berlin, 2011, <http://www.umweltbundesamt.de/energie/politik.htm>, Zugriff am 14-10-2011 um 9:30 Uhr
- Urban, B.; von Haaren, C.; Kanning, H.; Krahl, J.; Munack, A. (2011): Methode zur Bewertung der Biodiversität in Ökobilanzen am Beispiel biogener Kraftstoffe, Cuvillier Verlag Göttingen
- VDI (1997): VDI-Richtlinie 4600: Kumulierter Energieaufwand (Cumulative Energy Demand). Begriffe, Definitionen, Berechnungsmethoden. Verein Deutscher Ingenieure, VDI-Gesellschaft Energietechnik, Richtlinienausschuss Kumulierter Energieaufwand, Düsseldorf
- Weigand, S. (2011): Fungizidstrategien in Winterweizen – Einmalbehandlung, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft - Institut für Pflanzenschutz Freising
- Würdinger, E.; Roth, U.; Wegener, A.; Peche, R.; Borken, J.; Detzel, A.; Fehrenbach, H.; Giegrich, J.; Möhler, S.; Patyk, A.; Reinhardt, G. A.; Vogt, R. (2002): Kunststoffe aus nachwachsenden Rohstoffen: Vergleichende Ökobilanz für Loose-fill-Packmittel aus Stärke bzw. Polystyrol, Bayerisches Institut für angewandte Umweltforschung Augsburg
- Zorn, W; Marks, G.; Schröter, H. (2008) Düngewirkung von schwefelbeladener Aktivkohle aus der Biogasreinigung, Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, Jena

Anhang

Tabelle 58: Kategorisierung der eingesetzten Pestizide und Zuordnung der Ecoinvent-Module

Pestizid	Wirkstoffe	Chemische Klasse Ecoinvent-Modul
Anelon (H)	500 g/l Isoproturon	[Sulfonyl]Urea-VB
Atlantis® WG (H)	6 g/kg Iodosulfuron-methyl-natrium 90 g/kg Mefenpyr-diethyl 30 g/kg Mesosulfuron-methyl	[Sulfonyl]Urea-VB Herbizid, generell [Sulfonyl]Urea-VB
Betanal Expert (H)	75 g/l Phenmedipham 151 g/l Ethofumesat 25 g/l Desmedipham	[Thio]carbamate-VB Benzimidazole-VB [Thio]carbamate-VB
Bromoterb (H)	200 g/l Bromoxynil 300 g/l Terbuthylazin	Nitril-VB Triazin-VB
Bromotril (H)	225 g/l Bromoxynil	Nitril-VB
Calaris (H)	330 g/l Terbuthylazin 70 g/l Mesotrione	Triazin-VB Dinitroanillin-VB
Callisto (H)	100 g/l Mesotrione	Dinitroanillin-VB
Capalo (F)	200 g/l Fenpropimorph 75 g/l Metrafenone 62,5 g/l Epoconazol	Zyklisch N-VB Fungizid, generell Zyklisch N-VB
CCC720 (W)	720 g/l Chlormequatchlorid	Wachstumsregler, generell
Dual Gold (H)	960 g/l S-Metalochlor	Acetamide-Anillid-VB
Gardo Gold (H)	312,5 g/l S-Metolachlor 187,5 g/l Terbuthylazin	Acetamide-Anillid-VB Triazin-VB
Goltix Gold (H)	700 g/l Metamitron	Triazin-VB
Herold (H)	204,6 g/l Diflufenican 403 g/l Flufenacet	Diphenylether-VB Acetamide-Anilid-VB
Himex Alpha- Cypermethrin (I)	100 g/l Alpha-Cypermethrin	Pyretroid-VB
Karate Zeon (I)	100 g/l Lambda-Cyhalothrin	Pyretroid-VB
Laudis (H)	44 g/l Tembotrione	Herbizid, generell
Milagro (H)	60 g/l Nicosulfuron	Diazin-VB
Moddus (W)	222 g/l Trinexapac	Wachstumsregler, generell

Motivell (H)	40 g/l	Nicosulfuron	Diazin-VB
Para Sommer (I)	654 g	Mineralöl/l	-
Peak (H)	750 g/kg	Prosulforon	[Sulfonyl]Urea-VB
Roundup Ultra (H)	360 g/l	Glyphosat	Organophosphorus-VB
Select 240 (H)	241,9 g/l	Clethodim	Herbizid, generell
Spyrale (F)	100 g/l	Difenoconazol	Zyklische N-VB
	375 g/l	Fenpropidin	Zyklische N-VB
Stratego (F)	187,5 g/l	Triflosystrobin	Dinitroanillin-VB
	125 g/l	Propiconao	Dinitroanilines
Successor Top (H)	300 g/l	Pethoxamid	Acetamide-Anillid-VB
	187,5 g/l	Terbutylazin	Triazin-VB

(F = Fungizid, H = Herbizid, I = Insektizid, W = Wachstumsregler, VB = Verbindung)

Tabelle 59: Sachaufwendungen für den Bau der Anlage

Komponente	Material	Ein- heit	BGA 1 Südnieder- sachsen	BGA 2 Lüneburger Heide	BGA 3 Veredelungs- region	BGA 4 Milchvieh- region	BGA 5 Misch- region
Silageplatte	Sand/Kies	[t]	144,0	113,0	118,3	121,6	42,7
	Beton	[t]		122,3		129,6	46,8
	Stahlbeton	[t]	16,2	5,7	16,7		3,8
	Gussasphalt	[t]	56,3	11,2	93,2		
Silofolie	PE	[kg]	607,5	2.210,4	3.386,8	607,5	540
Feststoffdosie- rer	Stahl	[kg]	600,0	600,0	600	600	600,0
	Sand/Kies	[t]	6,6	6,5	6,5	6,6	6,5
	Beton	[kg]	720	720	720	720	720
Vorgrube	Sand/Kies	[t]			1,3		
	Gusseisen	[kg]			15		
	Stahlbeton	[t]			3,6		
Fermenter	Kies/Sand	[t]	5,1	5,1	11,1	8,3	5,1
	Beton	[t]	22,7*	22,7*	12,2	9,0	22,7*
	Stahlbeton	[t]			21,6	18,0	
	Stahl	[kg]	760,0*	724,3*	186,1	158,0	760,0*
	Epoxidharz	[kg]	4,3*	4,3*			4,3*
	Kupfer	[kg]	6,1*	6,1*	4,1	4,1	6,1*
Nachgärer	PVC	[kg]	30,0*	30,0*	47,0	19,6	30,0*2
	PE-Folie	[kg]	22,5*	22,5*	35,2	14,7	22,5*
	Polystyrol	[kg]	75,0*	75,0*	135,7	113,1	75,0*
	Kies/Sand	[t]	5,1	5,1	1,0	8,3	5,1
	Beton	[t]	22,7*	22,7*		9,0	22,7*

	Stahlbeton	[t]			21,6	18,0	
	Stahl	[kg]	716,0*	708,1*	226,2	158,0	716,0*
	Epoxidharz	[kg]	4,3*	4,3*			4,3*
	Kupfer	[kg]	4,1*	4,1*	4,1	4,1	4,1*
	PVC	[kg]	30,0*	30,0*	31,3	19,6	30,0*
	PE-Folie	[kg]	22,5*	22,5*	23,5	14,7	22,5*
	Polystyrol	[kg]	75*	75*	78,2	113,0	75*
Gärprodukt- lager	Kies/Sand	[t]	6,5	21,2	27,1	30,0	81,7
	Beton	[t]	29,2	40,4		2,5	7,3
	Stahlbeton	[t]		19,8	43,7	29,8	91,6
	Stahl	[kg]	858,25	708,1		858,3	16,5
	Emailestahl	[t]			1,3		
	Kupfer	[kg]	2,1	2,1			4,1
	PVC	[kg]	34,5	34,5		36,5	78,26
	PE-Folie	[kg]	26,0	26,0		27,4	58,7
BHKW	Beton	[kg]	576,8	535,2	10.800	1.070	1.070
	Gusseisen	[kg]	600,0	510,0	250	490,0	612,5
	Stahl	[kg]	930,0	282,5	200	282,5	419,65
	Messing	[kg]	0,25	1,25	2,0	1,3	1,56
	Kupfer	[kg]	75,0	13,8	17,5	13,8	17,19
	Aktives elektron. Bauteil	[kg]	25,0	12,5	25,0	12,5	18,6

Datenquellen: Berechnungen aus Abmessungen oder *Herstellerangaben

Tabelle 60: Effizienz der Wärmenutzungsarten in Bezug auf die Wirkungskategorie 'Klimawandel'

	Einheit	BGA 1 Südnieder- sachsen	BGA 2 Lüneburger Heide	BGA 3 Veredelungs- region	BGA 4 Milchvieh- region	BGA 5 Mischregion
Gebäudebeheizung						
Gutschrift	[g/kWh _{el}]			75,1	60	28,8
Wärmemenge	[MWh _{th}]			1.100,8	836,0	507
Gutschrift pro eingesetzte Wärmemenge	[g/(kWh _{el} · MWh _{th})]			0,06821	0,07177	0,05680
Holztrocknung						
Gutschrift	[g/kWh _{el}]	11,7200	25,6	10,3	15,5	
Wärmemenge	[MWh _{th}]	3.886,0	4453,2	823,8	2.250	
Gutschrift pro eingesetzte Wärmemenge	[g/(kWh _{el} · MWh _{th})]	0,00302	0,005747	0,01245	0,00667	
Getreidetrocknung						
Gutschrift	[g/kWh _{el}]		85,1			
Wärmemenge	[MWh _{th}]		190,4			
Gutschrift pro eingesetzte Wärmemenge	[g/(kWh _{el} · MWh _{th})]		0,44697			
Kochendwasserbereitung						
Gutschrift	[g/kWh _{el}]					10,7
Wärmemenge	[MWh _{th}]					265
Gutschrift pro eingesetzte Wärmemenge	[g/(kWh _{el} · MWh _{th})]		[g/(kWh _{el} · MWh _{th})]			0,0404

Bisherige Publikationen der Research Paper Reihe:

- Nr. 1: Isbruch, F. (2008) Anwendbarkeit und Ausgestaltung übergreifender Controllinginstrumente in Unternehmenskooperationen, Research Paper der Georg-August-Universität Göttingen, Wirtschaftswissenschaftliche Fakultät, Schwerpunkt Unternehmensführung, Professur für Unternehmensrechnung und Controlling, Göttingen, Juli 2008
- Nr. 2: Möller, K., Schmäzle, H. (2008) Messung und Steuerung im Innovationsprozess, Research Paper der Georg-August-Universität Göttingen, Wirtschaftswissenschaftliche Fakultät, Schwerpunkt Unternehmensführung, Professur für Unternehmensrechnung und Controlling, Göttingen, Juli 2008
- Nr. 3: Geldermann, J., Bertsch, V., Gering, F. (2008) Risikomanagement und Mehrzielentscheidungsunterstützung unter Unsicherheit am Beispiel der Planung effizienter Notfallmaßnahmen nach kerntechnischen Störfällen, Research Paper der Georg-August-Universität Göttingen, Wirtschaftswissenschaftliche Fakultät, Schwerpunkt Unternehmensführung, Professur für Produktion und Logistik, Göttingen, Oktober 2008
- Nr. 4: Möller, K., Krull, T. (2008) Reporting immaterieller Vermögenswerte in den Geschäftsberichten der DAX-30-Unternehmen, Research Paper der Georg-August-Universität Göttingen, Wirtschaftswissenschaftliche Fakultät, Schwerpunkt Unternehmensführung, Professur für Unternehmensrechnung und Controlling, Göttingen, Oktober 2008
- Nr. 5: Geldermann, J., Treitz, M. (2008), Quantifying Eco-Efficiency with Multi-Criteria Analysis, Research Paper der Georg-August-Universität Göttingen, Wirtschaftswissenschaftliche Fakultät, Professur für Produktion und Logistik, Göttingen, Oktober 2008
- Nr. 6: Möller, K., Gamerschlag, R., Klusmann, A. (2009), Anforderungsanalyse und Gestaltungsempfehlungen für das Reporting von Human Capital, Research Paper der Georg-August-Universität Göttingen, Wirtschaftswissenschaftliche Fakultät, Schwerpunkt Unternehmensführung, Professur für Unternehmensrechnung und Controlling, Göttingen Januar 2009
- Nr. 7: Flinspach, T. (2009), Prozessorientierte Effizienzmessung in Rechnungswesen, Research Paper der Georg-August-Universität Göttingen, Wirtschaftswissenschaftliche Fakultät, Schwerpunkt Unternehmensführung, Professur für Unternehmensrechnung und Controlling, Göttingen September 2009

- Nr. 8: Isbruch, F. (2009), Informationsoffenlegung im Rahmen des Kostenmanagements in Hersteller-Zulieferkooperationen, Research Paper der Georg-August-Universität Göttingen, Wirtschaftswissenschaftliche Fakultät, Schwerpunkt Unternehmensführung, Professur für Unternehmensrechnung und Controlling, Göttingen September 2009
- Nr. 9: Geldermann, J., Daub, A., Hesse, M. (2009), Chemical Leasing as a model for sustainable development, Research Paper der Georg-August-Universität Göttingen, Wirtschaftswissenschaftliche Fakultät, Schwerpunkt Unternehmensführung, Professur für Unternehmensrechnung und Controlling, Göttingen Dezember 2009
- Nr. 10: Lauven, L., Wiedenmann, S., Geldermann, J. (2010), Lebenszykluskosten als Entscheidungshilfe beim Erwerb von Werkzeugmaschinen, Research Paper der Georg-August-Universität Göttingen, Wirtschaftswissenschaftliche Fakultät, Schwerpunkt Unternehmensführung, Professur für Unternehmensrechnung und Controlling, Göttingen Oktober 2010