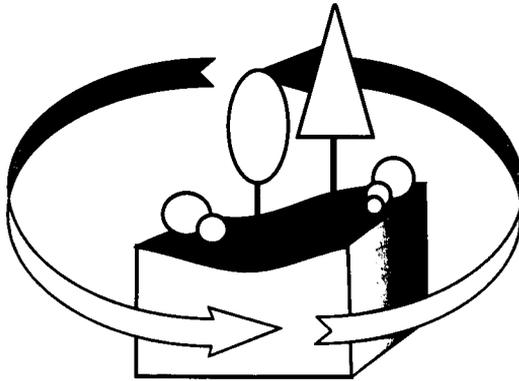


# Boden und Landschaft

Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und  
Landschaftsökologie

Band 55



Bärbel Hundt

**Energie- und Klimaeffizienz 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 2010

Die vorliegende Veröffentlichung ist zugleich die vom Fachbereich 09 „Agrarwissenschaften, Ökotropologie und Umweltmanagement“ der Justus-Liebig-Universität Gießen genehmigte Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades „Dr. rer. Nat.“.

Erster Gutachter: Prof. Dr. Stefan Gäth  
Zweiter Gutachter: Prof. Dr. Hans-Georg Frede  
Vorsitzender der Prüfungskommission: Prof. Dr. Hans-Georg Frede  
Datum der Disputation: 12.07.2010

Bärbel Hundt: Energie- und Klimaeffizienz von Biogasanlagen mit Biogasaufbereitung und -einspeisung unter Nutzung von Silomais - Untersuchungen am Beispiel der Biogasanlage der HSE AG in Darmstadt-Wixhausen -

Herausgeber:

Prof. Dr. Peter Felix-Heninngsen, Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung  
Prof. Dr. Hans-Georg Frede, Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement  
Prof. Dr. Stefan Gäth, , Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement  
Prof. Dr. Tamás Harrach, Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung  
Prof. Dr. Annette Otte, Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement

Schriftleitung: PD Dr. Rolf-Alexander Düring  
Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung  
der Justus-Liebig-Universität Gießen  
Heinrich-Buff-Ring 26-32 (IFZ, B232)  
D-35392 Gießen  
Tel.: +49 641 99 37104  
Fax: +49 641 99 37109  
E-Mail: rolf-alexander.duering@umwelt.uni-giessen.de

ISBN: 3-931789-54-3  
ISSN: 0949-8230

<b>Boden und Landschaft</b>	<b>55</b>	201 Seiten	41 Abb.	51 Tab.	Gießen 2010
-----------------------------	-----------	------------	---------	---------	-------------

---

## Inhaltsverzeichnis

<b>INHALTSVERZEICHNIS</b>	<b>I</b>
<b>ABBILDUNGSVERZEICHNIS</b>	<b>IV</b>
<b>TABELLENVERZEICHNIS</b>	<b>VII</b>
<b>ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS</b>	<b>X</b>
<b>KURZFASSUNG</b>	<b>XII</b>
<b>ABSTRACT</b>	<b>XIII</b>
<b>1 EINLEITUNG</b>	<b>1</b>
1.1 ZIELSETZUNG	2
<b>2 STAND DES WISSENS</b>	<b>4</b>
2.1 AUFBAU VON BIOGASANLAGEN	4
2.2 MIKROBIOLOGISCHE GRUNDLAGEN DER FERMENTATION	11
2.3 GÄRSUBSTRATE	16
2.3.1 ENERGIEPFLANZEN	16
2.3.2 WIRTSCHAFTSDÜNGER	22
2.4 ERNEUERBARE ENERGIEN GESETZ (EEG)	23
2.5 ÖKOLOGISCHE BEWERTUNG VON BIOGASANLAGEN	25
2.5.1 ÖKOBILANZ-SOFTWARE	29
2.5.2 STUDIEN ZUR ÖKOLOGISCHEN BEWERTUNG DER BIOGASTECHNOLOGIE	30
2.6 SENSITIVITÄTS- UND UNSICHERHEITSANALYSE	33
<b>3 ÖKOBILANZIELLE BEWERTUNG DER BIOGASANLAGE IN DARMSTADT-WIXHAUSEN</b>	<b>38</b>
3.1 EINLEITUNG	38
3.2 ERSTELLUNG DER SACHBILANZ AUF FELDEBENE	41
3.2.1 BERECHNUNG DER DIESELVERBRÄUCHE	41
3.2.2 BERECHNUNG DES DÜNGEMITTELBEDARFS	48
3.2.3 BERECHNUNG DER LACHGASEMISSIONEN	53
3.2.4 BERECHNUNG DER PFLANZENSCHUTZMITTEL	54
3.2.5 BERECHNUNG DER SAATGUTMENGE	54
3.2.6 BERECHNUNG DER MASCHINENABNUTZUNG	55
3.2.7 ÖKOBILANZIELLE BEWERTUNG AUF FELDEBENE	56

---

<b>3.3</b>	<b>ERSTELLUNG DER SACHBILANZ AUF ANLAGENEBENE</b>	<b>58</b>
3.3.1	BERECHNUNG DES METHANSCHLUPFES	58
3.3.2	BERECHNUNG DER BAUSTOFFE	60
3.3.3	BERECHNUNG DES EIGENSTROM- UND EIGENWÄRMEBEDARFS	62
3.3.4	BERECHNUNG DER METHANGUTSCHRIFT	64
<b>3.4</b>	<b>ERGEBNISSE DER ÖKOLOGISCHEN BEWERTUNG</b>	<b>65</b>
3.4.1	BERECHNUNG ENERGETISCHER KENNZAHLEN DER BIOGASANLAGE	72
3.4.2	BERECHNUNG DER TREIBHAUSGASBILANZ DER ANLAGE	76
<b>3.5</b>	<b>DISKUSSION</b>	<b>78</b>
<b>4</b>	<b><u>SENSITIVITÄTS- UND UNSICHERHEITSANALYSE</u></b>	<b>90</b>
<b>4.1</b>	<b>EINLEITUNG</b>	<b>90</b>
<b>4.2</b>	<b>SENSITIVITÄTSANALYSEN</b>	<b>90</b>
4.2.1	ERGEBNISSE DER SENSITIVITÄTSANALYSEN	93
<b>4.3</b>	<b>UNSICHERHEITSANALYSE</b>	<b>102</b>
4.3.1	ERGEBNISSE DER UNSICHERHEITSANALYSE	103
<b>4.4</b>	<b>DISKUSSION</b>	<b>113</b>
<b>5</b>	<b><u>BIOGASPOTENTIAL IN SÜDHESSEN</u></b>	<b>116</b>
<b>5.1</b>	<b>EINLEITUNG</b>	<b>116</b>
<b>5.2</b>	<b>UNTERSUCHUNGSGEBIET UND LANDNUTZUNGSSZENARIEN</b>	<b>116</b>
<b>5.3</b>	<b>BIOGASPOTENTIAL DES UNTERSUCHUNGSGEBIETES</b>	<b>120</b>
5.3.1	BEITRAG ZUR DECKUNG DES HESSISCHEN ENERGIEBEDARFS	121
5.3.2	BEITRAG ZUR REDUZIERUNG DER HESSISCHEN TREIBHAUSGASEMISSIONEN	125
5.3.3	AUSWIRKUNGEN AUF DEN UMWELT- UND NATURSCHUTZ	128
5.3.4	THG-VERMEIDUNGSKOSTEN	129
<b>5.4</b>	<b>DISKUSSION</b>	<b>134</b>
<b>6</b>	<b><u>AUSBLICK</u></b>	<b>138</b>
<b>7</b>	<b><u>ZUSAMMENFASSUNG</u></b>	<b>140</b>
<b>8</b>	<b><u>SUMMARY</u></b>	<b>144</b>
<b>9</b>	<b><u>LITERATURVERZEICHNIS</u></b>	<b>148</b>
<b>10</b>	<b><u>ANHANG</u></b>	<b>163</b>

## Abbildungsverzeichnis

ABBILDUNG 1: KOMPONENTEN EINER "NAWARO-BIOGASANLAGE" (NASSFERMENTATION) MIT GASAUFBEREITUNG (FACHVERBAND BIOGAS E.V. 2009)	5
ABBILDUNG 2: ÜBERBLICK ÜBER DIE VIER STUFEN DER ANAEROBEN VERGÄRUNG, WIE SIE TYPISCHERWEISE IN BIOGASANLAGEN STATTFINDEN (KLOCKE, ET AL. 2009)	12
ABBILDUNG 3: ENTWICKLUNG DER ANLAGENZAHL UND DER INSTALLIERTEN ELEKTRISCHEN LEISTUNG VON BIOGASANLAGEN IN DEUTSCHLAND (FNR 2009 B)	23
ABBILDUNG 4: ENERGIEWANDLUNGSKETTE (KALTSCHMITT, ET AL. 2006)	28
ABBILDUNG 5: VEREINFACHTE BILDLICHE DARSTELLUNG EINER PROZESSKETTENANALYSE FÜR STROM. AUF JEDER STUFE DER PROZESSKETTE KÖNNEN UMWELTWIRKUNGEN ENTSTEHEN, VERÄNDERT NACH FRITSCHKE, ET AL. (2001).	29
ABBILDUNG 6: ÜBERBLICK ÜBER DIE UNSICHERHEITEN IN EINER ÖKOBILANZ, VEREINFACHT NACH NOTTEN, ET AL. (2004)	34
ABBILDUNG 7: SYSTEMGRENZE ZUR BERECHNUNG DER ENERGIE- UND TREIBHAUSGASBILANZ DER BIOGASANLAGE: DIE ROTEN PFEILE SYMBOLISIEREN ENERGIEVERBRAUCHENDE PROZESSE (ENERGIEINPUTS) BZW. ENERGIEVERLUSTE, DIE GRÜNEN PFEILE SYMBOLISIEREN DIE ENERGIELIEFERNDEN PROZESSE (ENERGIEOUTPUTS). BEI DER TREIBHAUSGASBILANZ WERDEN NEBEN DEN THG-EMISSIONEN, DIE DIE ENERGIEINPUTS VERURSACHEN, AUCH DIE LACHGASEMISSIONEN UND DIE EMISSIONEN DURCH METHANSCHLUPF BERÜCKSICHTIGT. ZUDEM WERDEN DIE VERMIEDENEN EMISSIONEN AUFGRUND DER VERGÄRUNG VON WIRTSCHAFTSDÜNGER GUTGESCHRIEBEN.	40
ABBILDUNG 8: ÜBERSICHT ÜBER DAS ZEITENMODELL DES KTBL, VERÄNDERT NACH: (KTBL 2008)	42
ABBILDUNG 9: BILD DER UNTERSUCHTEN BIOGASANLAGE	60
ABBILDUNG 10: PROZENTUALE ANTEILE DER EINZELNEN PARAMETER AM „KEA-FELDEBENE“	66
ABBILDUNG 11: PROZENTUALE ANTEILE DER EINZELNEN PARAMETER AN DEN THG-EMISSIONEN AUF FELDEBENE	66
ABBILDUNG 12: PROZENTUALE ANTEILE DER EINZELNEN PARAMETER AN DEN ENERGIEVERLUSTEN BZW. - VERBRÄUCHEN AUF ANLAGENEBENE	68
ABBILDUNG 13: PROZENTUALE ANTEILE DER EINZELNEN PARAMETER AN DEN THG-EMISSIONEN AUF ANLAGENEBENE	68
ABBILDUNG 14: ZUSAMMENFASSENDE DARSTELLUNG DER PROZENTUALEN ANTEILE VERSCHIEDENER PARAMETER AM ENERGIEAUFWAND	71
ABBILDUNG 15: ZUSAMMENFASSENDE DARSTELLUNG DER PROZENTUALEN ANTEILE VERSCHIEDENER PARAMETER AN DEN TREIBHAUSGASEMISSIONEN	71
ABBILDUNG 16: ÜBERSICHT ÜBER DIE VERSCHIEDENEN KOMPONENTEN DES KEA (SCHWAIGER, 1996)	73
ABBILDUNG 17: VERGLEICH DER ERNTEFAKTOREN DES STANDARDSZENARIOS (ROTE LINIE) MIT DEN ERNTEFAKTOREN DER ANLAGE OHNE GASAUFBEREITUNG UND STEIGENDEN ANTEILEN DER WÄRMENUTZUNG (BLAUE LINIE). EINE AUFBEREITUNG DES BIOGASES LOHNT SICH, WENN FÜR WENIGER ALS 38 % DER ANFALLENDEN WÄRME EIN WÄRMEKONZEPT REALISIERT WERDEN KANN (GRÜNER KASTEN)	80
ABBILDUNG 18: VEREINFACHTE DARSTELLUNG DES ER-MODELLS	91

ABBILDUNG 19: ERGEBNISSE DER SENSITIVITÄTSANALYSE BEZÜGLICH DER KENNZAHL "ERNTEFAKTOR". JE STEILER DIE GERADEN VERLAUFEN, DESTO HÖHER IST DIE SENSITIVITÄT DES PARAMETERS. _____	93
ABBILDUNG 20: ERGEBNISSE DER SENSITIVITÄTSANALYSE BEZÜGLICH DER KENNZAHL "PROZENTUALE TREIBHAUSGASEINSPARUNG". JE STEILER DIE GERADEN VERLAUFEN, DESTO HÖHER IST DIE SENSITIVITÄT DES PARAMETERS. _____	97
ABBILDUNG 21: AUSWIRKUNGEN DES GRÜNLANDUMBRUCHS AUF DIE KENNZAHL „TREIBHAUSGASEINSPARUNG“ _____	100
ABBILDUNG 22: ERGEBNISSE DER SENSITIVITÄTSANALYSE BEZÜGLICH DER KENNZAHL "SPEZIFISCHE TREIBHAUSGASEMISSIONEN" _____	102
ABBILDUNG 23: ERGEBNIS DER UNSICHERHEITSANALYSE BEZOGEN AUF DIE KENNZAHL "ERNTEFAKTOR" ____	104
ABBILDUNG 24: ERGEBNIS DER UNSICHERHEITSANALYSE BEZOGEN AUF DIE KENNZAHL "ERNTEFAKTOR" UNTER DER ANNAHME, DASS DAS GÄRRESTLAGER ABGEDECKT IST. DIE MITTELWERTE DIESES SZENARIOS SOWIE DES SZENARIOS „GÄRRESTLAGER OFFEN“ SIND ANHAND DER LINIEN MARKIERT. _____	105
ABBILDUNG 25: ERGEBNIS DER UNSICHERHEITSANALYSE BEZOGEN AUF DIE KENNZAHL "ERNTEFAKTOR" UNTER DER ANNAHME, DASS DAS GÄRRESTLAGER ABGEDECKT IST UND DASS ZUDEM DIE 5 NORMALVERTEILTEN PARAMETER IN UNIFORM-VERTEILTE PARAMETER UMGEWANDELT WURDEN. DIE MITTELWERTE DER BEIDEN SZENARIEN „UNIFORME VERTEILUNG“ UND „NORMALVERTEILUNG“ SIND DARGESTELLT. ____	106
ABBILDUNG 26: ERGEBNIS DER UNSICHERHEITSANALYSE BEZOGEN AUF DIE KENNZAHL "PROZENTUALE THG-EINSPARUNG" _____	107
ABBILDUNG 27: ERGEBNIS DER UNSICHERHEITSANALYSE BEZOGEN AUF DIE KENNZAHL "PROZENTUALE THG-EINSPARUNG" UNTER DER ANNAHME, DASS DAS GÄRRESTLAGER ABGEDECKT IST. DIE MITTELWERTE DER BEIDEN SZENARIEN „GÄRRESTLAGER OFFEN“ UND „GÄRRESTLAGER GESCHLOSSEN“ SIND DARGESTELLT. _____	108
ABBILDUNG 28: ERGEBNIS DER UNSICHERHEITSANALYSE BEZOGEN AUF DIE KENNZAHL "PROZENTUALE THG-EINSPARUNG" UNTER DER ANNAHME, DASS DAS GÄRRESTLAGER ABGEDECKT IST UND DASS KEIN GRÜNLANDUMBRUCH STATTFINDET. ZUM VERGLEICH SIND DIE MITTELWERTE DER BEIDEN ANDEREN SZENARIEN („GÄRRESTLAGER OFFEN“ (GO) UND „GÄRRESTLAGER GESCHLOSSEN“ (GG)) MARKIERT. ____	109
ABBILDUNG 29: ERGEBNIS DER UNSICHERHEITSANALYSE BEZOGEN AUF DIE KENNZAHL "SPEZIFISCHE THG-EMISSIONEN". ZUM VERGLEICH SIND DIE SPEZIFISCHEN EMISSIONEN EINES WINDPARKS (WP), DES DT. WÄRMEMIXES (WMD), EINES GASHEIZKRAFTWERKES (HKW), DES DEUTSCHEN STROMMIXES (STROMMIX D) UND EINES BRAUNKOHLEKRAFTWERKES (BKK) EINGEZEICHNET. _____	110
ABBILDUNG 30: ERGEBNIS DER UNSICHERHEITSANALYSE DES „WORST-CASE“-SZENARIOS: „AUSSCHLIEßLICHE STROMPRODUKTION“ BEZOGEN AUF DIE KENNZAHL "SPEZIFISCHE THG-EMISSIONEN". ZUM VERGLEICH SIND DIE SPEZIFISCHEN EMISSIONEN EINES GASHEIZKRAFTWERKES (HKW) UND EINES BRAUNKOHLEKRAFTWERKES (BKK) EINGEZEICHNET. _____	111
ABBILDUNG 31: ERGEBNIS DER UNSICHERHEITSANALYSE BEZOGEN AUF DIE KENNZAHL "SPEZIFISCHE THG-EMISSIONEN" UNTER DER ANNAHME, DASS DAS GÄRRESTLAGER ABGEDECKT IST UND DASS KEIN GRÜNLANDUMBRUCH STATTFINDET. ZUM VERGLEICH SIND DIE SPEZIFISCHEN EMISSIONEN EINES WINDPARKS (WP), DES DT. WÄRMEMIXES (WMD), EINES GASHEIZKRAFTWERKES (HKW), DES DEUTSCHEN STROMMIXES (STROMMIX D) UND EINES BRAUNKOHLEKRAFTWERKES (BKK) EINGEZEICHNET. _____	112
ABBILDUNG 32: ÜBERBLICK ÜBER DAS UNTERSUCHUNGSGEBIET DES TFB 299 „INTEGRIERTE EVALUIERUNG ENERGIEPFLANZENBAU“ SOWIE AUSSCHNITT AUS DER NATURRÄUMLICHEN GLIEDERUNG DES LANDES HESSEN: IM NORDEN DES UNTERSUCHUNGSGEBIETES BEFINDET SICH DAS RHEIN-MAIN-TIEFLAND (230: MESSELER HÜGELLAND, 231: REINHEIMER HÜGELLAND, 232: UNTERMAINEBENE), IM OSTEN LIEGT DAS HESSISCH-FRÄNKISCHE BERGLAND (145: VORDERER ODENWALD, 144: SANDSTEINODENWALD) UND IM	

---

WESTEN BEFINDET SICH DAS NÖRDLICHE OBERRHEINTIEFLAND (222: NÖRDLICHE OBERRHEINNIEDERUNG, 225: HESSISCHE RHEINEBENE, 226: BERGSTRASSE) (HLUG, 2009)	117
ABBILDUNG 33: VOM MODELL „PROLAND“ GENERIERTE LANDNUTZUNGSVERTEILUNG DES REFERENZSZENARIOS – BASIEREND AUF FLIK-DATEN DES JAHRES 2007. DARGESTELLT SIND DIE LANDWIRTSCHAFTLICHEN NUTZFLÄCHEN, AUF DENEN NEBEN GRÜNLANDBEWIRTSCHAFTUNG, SONDERKULTURANBAU UND STILLLEGUNG VOR ALLEM ACKERBAU MIT DENEN FÜR DIE REGION TYPISCHE FRUCHTFOLGEN STATTFINDET. (SM: SILOMAIS, WW: WINTERWEIZEN, ZR: ZUCKERRÜBE, WG: WINTERGERSTE, KM: KÖRNERMAIS, SG: SOMMERGERSTE, KA: KARTOFFELN, RA: RAPS, RO: ROGGEN) ZUDEM SIND DIE EINZUGSGEBIETE DER DREI IM JAHR 2010 BEREITS EXISTIERENDEN BIOGASANLAGEN EINGEZEICHNET.	118
ABBILDUNG 34: STROMVERBRAUCH HESSENS BZW. DES UNTERSUCHUNGSGEBIETES (2007) IM VERGLEICH ZUR STROMPRODUKTION DES SZENARIOS „BIOGAS MAXIMAL“ IM UNTERSUCHUNGSGEBIET. (BGA = BIOGASANLAGE)	122
ABBILDUNG 35: ERDGASVERBRAUCH HESSEN 2007 (PRIMÄRENERGIE) VS. BIOERDGASPRODUKTION SZENARIO „BIOGAS MAXIMAL“	122
ABBILDUNG 36: ENTWICKLUNG DER STRUKTUR DES ENDENERGIEVERBRAUCHS IN HESSEN VON 1990 BIS 2006 NACH ENERGIETRÄGERN QUELLE: (HESSISCHES STATISTISCHES LANDESAMT 2009)	124
ABBILDUNG 37: ZIELE DER HESSISCHEN LANDESREGIERUNG IN BEZUG AUF ENERGIEEINSPARUNG UND AUSBAU DER ERNEUERBAREN ENERGIEN IM VERGLEICH ZUR DERZEITIGEN SITUATION (EIGENE DARSTELLUNG NACH (HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ 2009)	124
ABBILDUNG 38: ANTEIL DER ERNEUERBAREN ENERGIETRÄGER AN DEN BIS 2020 ZU ERZEUGENDEN 21 TWH/A.	125
ABBILDUNG 39: UNTERSCHIEDE IN DEN ERGEBNISSEN DER ENERGIEBEDINGTEN TREIBHAUSGASBILANZ HESSENS (2005) JE NACH BILANZIERUNGSANSATZ (HESSISCHES STATISTISCHES LANDESAMT UND HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE 2009).	126
ABBILDUNG 40: ENTWICKLUNG DER EMISSIONEN IN HESSEN IN CO <sub>2</sub> -ÄQUIVALENTEN IN DEN JAHREN 1995-2005, QUELLENBEZOGENER ANSATZ (HESSISCHES STATISTISCHES LANDESAMT UND HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE 2009).	127
ABBILDUNG 41: ZUSAMMENHANG ZWISCHEN DEN SPEZIFISCHEN STROMGESTEHUNGSKOSTEN (ALLOKATIONSMETHODEN) UND DEN SPEZIFISCHEN CO <sub>2</sub> -VERMEIDUNGSKOSTEN FÜR DIE UNTERSUCHTE BIOGASANLAGE.	131

## Tabellenverzeichnis

TABELLE 1: VERGLEICH VERSCHIEDENER TECHNOLOGIEN ZUR BIOGASAUFBEREITUNG, VERÄNDERT NACH: (FRAUNHOFER UMSICHT 2009) _____	11
TABELLE 2: ÜBERBLICK ÜBER DIE WICHTIGSTEN PROZESSE UND DEREN EIGENSCHAFTEN BEI DER VERGÄRUNG; ZUSAMMENGESTELLT AUS: (BAUER, ET AL. 2009), (URBAN 2009 A), (WEILAND 2003) _____	15
TABELLE 3: VERGLEICH DER BIOGASQUALITÄT DER DREI FÜR DIE VERGÄRUNG WICHTIGSTEN STOFFGRUPPEN (FNR 2006) (ÖKOBIT GMBH 2008) _____	16
TABELLE 4: ÜBERBLICK ÜBER DIE BIOGASAUSSBEUTEN VERSCHIEDENER ENERGIEPFLANZEN NACH (KTBL 2007)	18
TABELLE 5: ÜBERSICHT ÜBER DIE STANDARDFRUCHTFOLGEN AN ALLEN VERSUCHSSTANDORTEN (FETT: NUTZUNG ALS BIOGAS GANZPFLANZE, <i>KURSIV</i> : NUTZUNG ALS MARKTFRUCHT) VERÄNDERT NACH FNR (2010). _____	19
TABELLE 6: FRUCHTFOLGEN BZW. ANBAUSYSTEME, DIE IM RAHMEN DES „EVA-PROJEKTES“ UNTERSUCHT WORDEN SIND (FNR 2010). _____	20
TABELLE 7: ÜBERBLICK ÜBER DIE BIOGASAUSSBEUTEN VERSCHIEDENER WIRTSCHAFTSDÜNGER NACH (KTBL 2007) _____	22
TABELLE 8: ZUSAMMENFASSENDE TYPISIERUNG DER UNTERSUCHTEN BIOGASANLAGE _____	38
TABELLE 9: AUSZUG AUS DEN DATENGRUNDLAGEN ZUR ABLEITUNG EINER SCHÄTZFUNKTION FÜR DEN DIESELVERBRAUCH AM BEISPIEL SILOMAIS _____	43
TABELLE 10: ÜBERSICHT ÜBER DIE MITTELS MULTIPLER NICHTLINEARER REGRESSION ABGELEITETEN KOEFFIZIENTEN FÜR DIE BERECHNUNG DES DIESELVERBRAUCHS DER AUßENWIRTSCHAFT SOWIE ÜBER DIE BESTIMMTHEITSMAßE DER ABGELEITETEN FUNKTIONEN. _____	46
TABELLE 11: ÜBERSICHT ÜBER DIE GEWÄHLTE MECHANISIERUNG FÜR DIE TRANSPORTE DES ERNTEGUTS UND DIE AUSBRINGUNG DER GÄRRESTE _____	47
TABELLE 12: ÜBERSICHT ÜBER DIE MITTELS MULTIPLER NICHTLINEARER REGRESSION ABGELEITETEN KOEFFIZIENTEN FÜR DIE BERECHNUNG DES DIESELVERBRAUCHS DER TRANSPORTVORGÄNGE UND DER GÄRRESTAUSBRINGUNG SOWIE ÜBER DIE BESTIMMTHEITSMAßE DER ABGELEITETEN FUNKTIONEN. ____	47
TABELLE 13: ANNAHMEN ZUR BERECHNUNG DES NÄHRSTOFFENTZUGS BZW. NÄHRSTOFFBEDARFS DER RELEVANTEN KULTUREN (KTBL 2006) _____	48
TABELLE 14: NÄHRSTOFFBEDARF FÜR SILOMAIS BEI EINER ERTRAGSERWARTUNG VON 550 DT/HA _____	49
TABELLE 15: ANGENOMMENE PARAMETER ZUR BERECHNUNG DER SPEZIFISCHEN GÄRRESTMENGE. _____	51
TABELLE 16: ÜBERBLICK ÜBER DIE ANNAHMEN ZU DEN NÄHRSTOFFGEHALTEN DES GÄRSUBSTRATES, DER DARAU RESULTIERENDEN NÄHRSTOFFGEHALTE DER GÄRRESTE SOWIE DER ABSOLUTEN NÄHRSTOFFMENGEN, DIE AUF DIE FELDER AUFGEBRACHT WERDEN _____	52
TABELLE 17: ERGEBNISSE DER GÄRRESTUNTERSUCHUNGEN (TASSIUS, 2010) IM VERGLEICH ZU DEN IN TABELLE 16 BERECHNETEN WERTEN _____	52
TABELLE 18: BERECHNUNG DES MINERALISCHEN DÜNGEMITTELBEDARFS UNTER BERÜCKSICHTIGUNG DER WIRKSAMEN NÄHRSTOFFGEHALTE DES GÄRRESTES, ANGEPAST NACH KTBL (2007). _____	53
TABELLE 19: ÜBERSICHT ÜBER DIE BEIM SILOMAIS APPLIZIERTEN PFLANZENSCHUTZMITTEL _____	54
TABELLE 20: ÜBERBLICK ÜBER DIE DATENGRUNDLAGE ZUR BERECHNUNG DES KEA UND DER TREIBHAUSGASEMISSIONEN AUF FELDEBENE _____	57
TABELLE 21: DATENGRUNDLAGEN ZUR BERECHNUNG DES JÄHRLICHEN METHANERTRAGES _____	58

---

TABELLE 22: DATENGRUNDLAGEN ZUR BERECHNUNG DES ENERGIEVERLUSTES UND DER TREIBHAUSGASEMISSIONEN AUFGRUND VON METHANSCHLUPF _____	59
TABELLE 23: BAULICHEN KOMPONENTEN DER BIOGASANLAGE, SOWIE DEREN MATERIALIEN UND GEWICHTE	61
TABELLE 24: DATENGRUNDLAGEN ZUR BERECHNUNG DER DURCH DIE BAUSTOFFE BEDINGTEN KEA , KEV UND TREIBHAUSGASEMISSIONEN _____	62
TABELLE 25: BERECHNUNG DER JÄHRLICHEN BRUTTO-STROM- UND WÄRMEPRODUKTION DER BIOGASANLAGE _____	63
TABELLE 26: EIGENSTROM- UND EIGENWÄRMEBEDARF DER VERSCHIEDENEN BIOGASANLAGEN-KOMPONENTEN, ANGEGEBEN IN PROZENT DER BRUTTO-STROM- BZW. WÄRMEPRODUKTION (BEIER 2010) _____	63
TABELLE 27: METHANGUTSCHRIFTEN VERSCHIEDENER GÜLLEARTEN _____	64
TABELLE 28: ERGEBNISSE DER BERECHNUNG DES KEA UND DER TREIBHAUSGASEMISSIONEN AUF FELDEBENE – BEZOGEN AUF 1 HEKTAR SILOMAISANBAU _____	65
TABELLE 29: ÜBERBLICK ÜBER ENERGIEVERLUSTE, KUMULIERTE ENERGIEVERBRÄUCHE (KEV), TREIBHAUSGASEMISSIONEN UND GUTSCHRIFTEN AUF ANLAGENEBENE _____	67
TABELLE 30: LISTE DER GESAMTEN ENERGIEAUFWENDUNGEN BZW. -VERLUSTE FÜR DIE ERZEUGUNG VON BIOMETHAN – BEZOGEN AUF EINEN BILANZZEITRAUM VON EINEM JAHR _____	69
TABELLE 31: LISTE DER GESAMTEN TREIBHAUSGASAUFWENDUNGEN FÜR DIE ERZEUGUNG VON BIOMETHAN – BEZOGEN AUF EINEN BILANZZEITRAUM VON EINEM JAHR _____	70
TABELLE 32: BERECHNUNG DES ERNTEFAKTORS DER BIOGASANLAGE _____	72
TABELLE 33: BERECHNUNG DES SPEZIFISCHEN KEA ZUR BEREITSTELLUNG VON 1 MJ ENERGIE (STROM ODER WÄRME) MIT HILFE DER BIOGASANLAGE MIT GASAUFBEREITUNG _____	74
TABELLE 34: DATENGRUNDLAGEN ZUR BERECHNUNG DER ENERGETISCHEN AMORTISATIONSZEIT _____	75
TABELLE 35: DATENGRUNDLAGE ZUR BERECHNUNG DER ENERGETISCHEN AMORTISATIONSZEIT ZUR DECKUNG DES EIGENENERGIEBEDARFS _____	76
TABELLE 36: BERECHNUNG DER SPEZIFISCHEN TREIBHAUSGASEMISSIONEN DER ANLAGE _____	77
TABELLE 37: BERECHNUNG DES TREIBHAUSGASEINSPARPOTENTIALS DER BIOGASANLAGE _____	78
TABELLE 38: VERGLEICH DER KENNZAHLEN DER ANLAGE OHNE UND MIT ABDECKUNG DES GÄRRETLAGERS	78
TABELLE 39: VERGLEICH DER GESCHÄTZTEN DIESELVERBRÄUCHE MIT PRAXISWERTEN _____	82
TABELLE 40: EINGANGSPARAMETER ZUR BERECHNUNG DER ALLOKATIONSFAKTOREN NACH DER „ETA“-METHODE _____	85
TABELLE 41: ÜBERSICHT ÜBER DIE DATENGRUNDLAGEN FÜR DIE ALLOKATIONS-BERECHNUNGEN SOWIE ÜBER DIE ERGEBNISSE DER VERSCHIEDENEN ALLOKATIONSMETHODEN _____	87
TABELLE 42: BERECHNUNG DER VERÄNDERUNG DES KOHLENSTOFFVORRATS IM BODEN AUFGRUND VON GRÜNLANDUMBRUCH (IPCC 2003) _____	92
TABELLE 43: ÜBERSICHT ÜBER DIE ERGEBNISSE DER DREI VERWENDETEN STANDARDSZENARIEN _____	92
TABELLE 44: ÜBERSICHT ÜBER DIE EINGANGSPARAMETER ZUR BERECHNUNG DES MINERALISCHEN N-BEDARFS UND DER DARAUS RESULTIERENDEN THG-EMISSIONEN _____	99
TABELLE 45: „PROLAND“-ERGEBNISSE DER LANDNUTZUNGSVERTEILUNGEN DER DREI UNTERSUCHTEN SZENARIEN (FREDE 2010) _____	120

---

TABELLE 46: ÜBERSICHT ÜBER DIE MÖGLICHE METHANPRODUKTION, ENDENERGIEERZEUGUNG UND THG-EINSPARUNG VON 40 BIOGASANLAGEN, DIE IM UNTERSUCHUNGSGEBIET GEBAUT WERDEN KÖNNTEN	121
TABELLE 47: AUSWIRKUNGEN VERSCHIEDENER ALLOKATIONSMETHODEN AUF DIE SPEZIFISCHEN CO <sub>2</sub> -VERMEIDUNGSKOSTEN DER UNTERSUCHTEN BIOGASANLAGE UNTER DER VORAUSSETZUNG EINES OPTIMALEN BETRIEBES.	130
TABELLE 48: ÜBERBLICK ÜBER DIE WÄRMESEITIGEN THG-VERMEIDUNGSKOSTEN DER UNTERSUCHTEN BIOGASANLAGE UNTER ANNAHME VERSCHIEDENER ALLOKATIONSMETHODEN UND SZENARIEN	132
TABELLE 49: ÜBERBLICK ÜBER DIE ABSOLUTEN CO <sub>2EQ</sub> -VERMEIDUNGSKOSTEN FÜR DAS SZENARIO „BIOGAS MAXIMAL“	133
TABELLE 50: LITERATURÜBERSICHT ÜBER DIE STROMGESTEHUNGSKOSTEN VERSCHIEDENER FOSSILER UND ERNEUERBARER TECHNOLOGIEN	136
TABELLE 51: ERGEBNISSE DER ÖKOBILANZIELLEN BEWERTUNG DER UNTERSUCHTEN BIOGASANLAGE	140

---

## Abkürzungsverzeichnis

a:	Jahr
Akh:	Arbeitskraftstunde
BHKW:	Blockheizkraftwerk
CH <sub>4</sub> :	Methan
CO <sub>2</sub> :	Kohlendioxid
DEA:	Diethanolamin
DFG:	Deutsche Forschungsgemeinschaft
DWW:	Druckwasserwäsche
EEG:	Erneuerbare Energien Gesetz
el:	elektrisch
FM:	Frischmasse
FNR:	Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe
GasNZV:	Gasnetzzugangsverordnung
GEMIS:	<b>G</b> lobales <b>E</b> missions- <b>M</b> odell- <b>I</b> ntegrierter- <b>S</b> ysteme
GPS:	Ganzpflanzensilage
GWP:	Global Warming Potential (Treibhausgaspotential)
HTK:	Hühnertrockenkot
IPCC:	Intergovernmental Panel on Climate Change
KEA:	kumulierter Energieaufwand
KEV:	kumulierter Energieverbrauch
KTBL:	Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft
kWh:	Kilowattstunde
KWK:	Kraft-Wärme-Kopplung
LCA:	Life-Cycle-Assessment (Ökobilanz)
LCI:	Life Cycle Inventory (Sachbilanz)
MEA:	Monoethanolamin

MJ:	Megajoule
NaWaRo:	nachwachsender Rohstoff
oTM:	organische Trockenmasse
TFB:	Transferbereich
th:	thermisch
TM:	Trockenmasse
PSA:	Druckwechseladsorption (Pressure Swing Adsorption)
PSM:	Pflanzenschutzmittel

## Kurzfassung

Nach der Einführung des EEG im Jahr 2000 hat Deutschland einen regelrechten Boom der Biogasbranche erlebt. Bisher sind die meisten Biogasanlagen in landwirtschaftliche Betriebe integriert. Das produzierte Biogas wird dabei vor Ort verstromt, jedoch kann die anfallende Wärme aufgrund der peripheren Lagen der Betriebe oftmals nicht ausreichend genutzt werden. Wird das Biogas jedoch aufbereitet, in ein Erdgasnetz eingespeist und zu einem Ort mit Wärmesenke transportiert, kann die Wärme optimal ausgenutzt werden. In der vorliegenden Arbeit wurde deshalb am Beispiel der Biogasanlage in Darmstadt-Wixhausen untersucht, wie Energie- und Klima-effizient solche Anlagen sind, welche Faktoren die Energie- und Treibhausgasbilanz am stärksten beeinflussen und wie unsicher die Ergebnisse solcher ökobilanziellen Bewertungen sind.

Aus Sicht der Energiebilanz schneidet die Anlage dank des umfangreichen Wärmekonzepte gut ab, denn sie erreicht einen Erntefaktor von 4,5, der spezifische kumulierte Energieaufwand beträgt  $1,68 \text{ MJ/MJ}_{\text{Endenergie}}$  und die energetische Amortisationszeit liegt bei 4,46 Jahren. Aus Sicht der Treibhausgasbilanz schneidet die Anlage eher schlecht ab, denn die prozentuale Treibhausgaseinsparung beträgt lediglich 46,8 % und die spezifischen Treibhausgasemissionen liegen mit  $72,51 \text{ g CO}_{2\text{eq}}/\text{MJ}_{\text{Endenergie}}$  in einer ähnlichen Größenordnung wie diejenigen erdgasbetriebener Blockheizkraftwerke. Zu den sensitivsten Parametern in Bezug auf die Energiebilanz zählen der Eigenstromverbrauch der Anlage, insbesondere der Stromverbrauch der Druckwasserwäsche, die Silageverluste und der Methanertrag des Substrates. Die Treibhausgasbilanz wird zusätzlich noch wesentlich von den Parametern „Methanschluß“, „Lachgasemissionen“ und „Grünlandumbruch“ beeinflusst. Wird der Methanschluß durch die Abdeckung des Gärrestlagers auf ein Minimum reduziert, kann die Anlage bereits eine Treibhausgaseinsparung von 71,5 % erreichen.

Die mittels Latin-Hypercube-Sampling durchgeführte Unsicherheitsanalyse hat gezeigt, dass die Spannweite der Ergebnisse erheblich sein kann. Je nach verwendeter Parameterkombination schwankt der Erntefaktor zwischen 1,07 und 5,81, wobei im Mittel ein Erntefaktor von 2,06 erreicht wird. Die prozentuale Treibhausgaseinsparung erreicht mit Werten zwischen -151 und 83 % eine sehr große Spannweite ebenso wie die spezifischen Treibhausgasemissionen, die zwischen 20 und  $331 \text{ g CO}_{2\text{eq}}/\text{MJ}$  schwanken. Die mittlere Treibhausgaseinsparung liegt lediglich bei ca. 6 % und die mittleren spezifischen Treibhausgasemissionen liegen bei ca.  $130 \text{ g CO}_{2\text{eq}}/\text{MJ}$ . Die Treibhausgasbilanz solcher Biogasanlagen kann jedoch deutlich verbessert werden, wenn die Gärrestlager gasdicht abgedeckt und Grünlandumbruch vermieden wird. Unter diesen Voraussetzungen beträgt die mittlere Treibhausgaseinsparung bereits 45,5 % und die spezifischen Treibhausgasemissionen liegen bei ca.  $70 \text{ g CO}_{2\text{eq}}/\text{MJ}$ .

In der Region Südhessen könnten bei entsprechend hohen Preisen für Maissubstrat ca. 443.000 t Mais pro Jahr erzeugt werden. Diese Menge reicht aus, um insgesamt Biogasanlagen (mit Gasaufbereitung) mit einer installierten Leistung von 20 MW zu betreiben. Diese könnten jährlich etwa 0,4 TWh (Brutto) bzw. 0,3 TWh (Netto) an Strom und Wärme erzeugen und dadurch 141.000 t  $\text{CO}_{2\text{eq}}$  einsparen. Dies entspricht 30 % der Einsparungen, die in der Region erreicht werden müssen.

**Schlüsselwörter:** Biogas, Gasaufbereitung, Ökobilanz, Sensitivitätsanalyse, Unsicherheitsanalyse, Biogaspotential Südhessen

## Abstract

After the introduction of the German Renewable Energies Act (EEG), a real boom in the biogas sector in Germany took place. As most biogas plants have, until now, been an integrated part of a farm, the biogas produced is converted directly on site. This often leads to an insufficient use of the heat produced due to the isolated location of farms. However, if the biogas is upgraded, fed into a nearby natural gas grid and transported to a location with an existing heat sink, the heat produced can be used in an optimal way. Using the example of the biogas plant in Darmstadt-Wixhausen, the present study analyses how energy and climate efficient biogas plants are, which factors have the greatest influence on the results of energy and greenhouse-gas balances and finally how uncertain the results of life cycle assessments can be.

As a result of its sophisticated heat utilization concept, the Darmstadt-Wixhausen biogas plant comes off very well from the point of view of the energy balance. The net energy gain is 4.5, the specific cumulative energy demand amounts to  $1.68 \text{ MJ/MJ}_{\text{end energie}}$  and the energetic amortization time is 4.46 years. Regarding the greenhouse gas balance, this plant comes off rather badly due to greenhouse gas savings of only 46.8 % and due to specific greenhouse gas emissions of  $72.51 \text{ g CO}_{2\text{eq}}/\text{MJ}_{\text{end energie}}$ , which range in scales similar to those of natural gas fired block heat and power plants. Amongst the most sensitive parameters related to the energy balance is the electricity consumed by the plant itself, especially the electricity demand of the upgrading technology, the silage losses and the methane yield of the used substrate. The greenhouse gas balance is additionally strongly influenced by the parameters “methane losses”, “nitrous oxide-emissions” and “grassland ploughing”. If the methane losses are reduced to a minimum by closing the digistate storage, the plant already reaches greenhouse gas savings of approx. 71.5 %.

The uncertainty analysis was carried out by using the Latin-Hypercube-Sampling method. It showed that the span of LCA results can be substantial. Depending on the parameter combinations used in the calculations, the net energy gain varies between 1.07 and 5.81 with a mean value of 2.06. The relative greenhouse gas savings, achieving values between – 151 and 83 %, are characterized by a huge span, while the variation of the specific greenhouse gas emissions range between 20 and  $331 \text{ g CO}_{2\text{eq}}/\text{MJ}$ . The mean relative greenhouse gas saving is only 6 % and the mean specific greenhouse gas emissions are approx.  $130 \text{ g CO}_2/\text{MJ}$ . However, the greenhouse gas balance of such biogas plants can be improved enormously if the digistate storage is closed and if no grassland ploughing takes place. If these two aspects are taken into account, the mean relative greenhouse gas savings increase from 6 to approx. 45.5 % and the specific greenhouse gas emissions decrease from 130 to  $70 \text{ g CO}_{2\text{eq}}/\text{MJ}$ .

In the region of South Hessen, 443.000 t of maize could be produced yearly, if the prices for maize substrate were at a relatively high level of approx. 32.5 €/t. These maize amounts would be sufficient to supply biogas plants (incl. upgrading technology) with an entire installed capacity of 20 MW. Those plants could produce a total amount of electricity and heat of approx. 0.4 TWh (gross), 0.3 TWh (net) respectively and they could therefore save approx. 141.000 t  $\text{CO}_{2\text{eq}}$  per year. This corresponds to approx. 30 % of the greenhouse gas savings, which have to be achieved in that region.

**Key words:** biogas, upgrading, life cycle assessment, sensitivity analysis, uncertainty analysis, biogas potential of South Hessen

Das Zeitalter der Steinzeit ist nicht aus Mangel an Steinen zu Ende gegangen und das Ölzeitalter wird nicht erst zu Ende gehen, wenn der letzte Tropfen Öl gefördert worden ist.

*Scheich Ahmed Yamani (Ölminister Saudi-Arabiens von 1962 bis 1986)*

## 1 Einleitung

Zu den großen Herausforderungen der heutigen Zeit zählen der Klimawandel, die Endlichkeit von fossilen Energieträgern und im Zuge der steigenden Weltbevölkerung die stetig wachsende Nachfrage nach Energie und Nahrungsmitteln. Diesen Herausforderungen muss mit intelligenten Lösungen begegnet werden, die sich durch ökologische, ökonomische und soziale Nachhaltigkeit auszeichnen. Die Förderung und der Ausbau von Erneuerbaren Energien ist ein Baustein, der einen Beitrag zur Lösung dieses Zielkonfliktes leisten kann. In der Bundesrepublik Deutschland wurde im Jahr 2000 mit der Einführung des Gesetzes für den Vorrang Erneuerbarer Energien (EEG) ein Rahmen geschaffen, der den Ausbau der Erneuerbaren Energien vorangetrieben hat. Der Anteil der Erneuerbaren Energien an der gesamten Endenergieerzeugung (Strom, Wärme, Kraftstoffe) hat sich seit dem Jahr 2000 mehr als verdoppelt und beträgt mittlerweile 10,1 % (BMU, 2010). Bis zum Jahr 2020 soll sich dieser Anteil laut EU-Richtlinie 2009/28/EG auf 18 % erhöhen. Die Zahl der Beschäftigten in der „Erneuerbaren-Energien-Branche“ belief sich im Jahr 2009 auf ca. 300.500 (O’SULLIVAN, ET AL., 2010) und der Umsatz betrug ca. 33,4 Mrd. Euro (BMU, 2010).

Den größten Anteil an der regenerativen Endenergieerzeugung hat mit ca. 70 % die Biomasse. Die restlichen 30 % werden durch Windenergie (ca. 16 %), Wasserkraft (ca. 8 %) und sonstige erneuerbare Energien wie Photovoltaik, Geo- und Solarthermie (ca. 7 %) erzeugt (BMU, 2010). Die Biomasse wird dabei in feste, flüssige und gasförmige Biomasse sowie den biogenen Anteil des Abfalls und Deponie- und Klärgas unterteilt. Bei der Novellierung des EEG im Jahr 2004 wurde der NaWaRo-Bonus eingeführt, der zu einem Boom beim Bau von Biogasanlagen geführt hat, denn nun konnten auch Anlagen, die mit Energiepflanzen wie Mais beschickt wurden, wirtschaftlich betrieben werden. Der Grund für die Einführung des NaWaRo-Bonus bestand darin, dass die Inputstoffe im Bioabfallbereich knapp wurden und die Anlagen nicht mehr voll ausgelastet werden konnten (BENSMANN, 2010). Die zweite Novellierung des EEG im Jahr 2009 führte vor dem Hintergrund von gestiegenen Substratpreisen in den Jahren 2007 und 2008 abermals zu einer Erhöhung der Vergütungssätze für die Biogaserzeugung, so dass im Vergleich zu 2008 ein deutlicher Anstieg (23 %) der Stromerzeugung aus Biogas zu verzeichnen war. Ende des Jahres 2009 produzierten ca. 4.500 Biogasanlagen 10 Mrd. kWh Strom und deckten somit ca. 1,7 % des deutschen Stromverbrauchs (BMU, 2010). Weiterhin wurde im Jahr 2009 die Gasnetz Zugangsverordnung (GasNZV) neu geregelt, um Anreize für die Gasaufbereitung und Einspeisung in ein Erdgasnetz zu schaffen. Hintergrund ist, dass viele landwirtschaftliche Biogasanlagen aufgrund ihrer abgelegenen Lage keine umfassenden Wärmenutzungskonzepte aufweisen und den Kraft-Wärme-Kopplungs-Prozess der Biogasverstromung im BHKW nicht optimal ausnutzen. Die Aufbereitung und Einspeisung des Bioerdgases bzw. Biomethans ermöglicht jedoch eine räumliche Entkopplung von Energieerzeugung und -verwertung, so dass neben dem produzierten Strom auch die anfallende Wärme genutzt werden kann. Die eingesetzten Substrate können auf diese Art und Weise effizienter genutzt werden und entschärfen somit die Teller/Tank-Problematik, die im Zuge der Ausweitung des Raps- und Maisanbaus aufgrund des

Biodiesel- und Biogas-Booms intensiv diskutiert worden ist. Dennoch steigt wegen des weiteren Ausbaus der Biogastechnologie die Nachfrage nach Maissubstrat deutschlandweit an. In einigen Regionen Deutschlands erreicht der Maisanbau bereits einen Anteil von mehr als 45 bis hin zu 70 % an der Ackerfläche (DMK, 2007). Im Bundesdurchschnitt bewegt sich der Silomaisanteil mit 13 % noch in unbedenklichen Dimensionen (BREITSCHUH, ET AL., 2009). Insgesamt hat sich die Maisanbaufläche seit 2005 deutschlandweit im Durchschnitt um 23,8 % (Hessen: 23 %) erhöht, wobei Mecklenburg-Vorpommern, Schleswig-Holstein und Brandenburg mit 40 bis 48 % die höchsten Zuwächse zu verzeichnen haben (NABU, 2010).

Viele Naturschutz- und Umweltverbände (BfN, 2010), (NABU, 2010), (BUND, 2010) sehen durch weitere Veränderungen der Landnutzung zugunsten des Maisanbaus die Nachhaltigkeit der Landwirtschaft gefährdet, denn hohe Maisanteile an der landwirtschaftlichen Nutzfläche erhöhen die Erosionsgefahr, können sich negativ auf die Artenvielfalt und die Humusbilanz auswirken, führen gegebenenfalls zu Grundwasserbelastungen und sind generell mit einer Intensivierung der Landwirtschaft verbunden, die in einigen Regionen (z.B. in Schleswig Holstein) sogar schon zum verstärkten Umbruch von Grünland geführt hat (OSTERBURG, ET AL. 2009). Es stellt sich demnach die Frage, ob die maisbasierte Biogaserzeugung bei der angedeuteten Problematik hinsichtlich des Natur- und Umweltschutzes und aufgrund der Konkurrenz zur Nahrungs- und Futtermittelerzeugung generell weiter in diesem Umfang gefördert werden sollte und welchen Beitrag sie tatsächlich zum Klimaschutz und zur Energieautarkie leisten kann.

Um die Klimaschutzziele der Bundesregierung erreichen zu können, müssen alle erneuerbaren Energien ausgebaut werden. Doch in welchem Maße lassen sich der Maisanbau und damit die Biogastechnologie ausdehnen, ohne dass die anderen Landschaftsfunktionen (wie Lebensraum für Pflanzen und Tiere oder Schutz des Grundwassers) beeinträchtigt werden?

## **1.1 Zielsetzung**

Diese Arbeit soll einen Beitrag zur Beantwortung der oben gestellten Fragen leisten. Zunächst soll die Frage nach dem Beitrag zum Klimaschutz und zur Energieautarkie geklärt werden, wobei der Fokus auf der Biogastechnologie mit Gasaufbereitung und Einspeisung liegt. Diese Technik ist bis August 2009 deutschlandweit erst bei 20 Biogasanlagen (0,4 % der existierenden Anlagen) realisiert worden (FNR & KTBL, 2009), so dass es bisher nur wenige Studien gibt, die sich mit der Energie- und Klimabilanz dieser Technologie befassen (PERTL, ET AL. 2010), (JURY, ET AL. 2010). Die Arbeit soll zeigen, welche Vorteile diese Technologie gegenüber der bisherigen Technik aufweist, wie effizient sie wirklich ist und unter welchen Rahmenbedingungen weitere Anlagen mit Gasaufbereitung realisiert werden sollten. Weiterhin soll deutlich gemacht werden, welche Optimierungspotentiale im Bereich dieser und der Biogastechnologie ganz allgemein bestehen und worauf beim Bau neuer Anlagen besonders geachtet werden sollte.

Die Energie- und Klimabilanz der Biogastechnologie wird hier, sowie bereits in anderen Studien, mit Hilfe ökobilanzieller Methoden berechnet. Alle Daten, die in die ökobilanziellen Berechnungen eingehen, sind jedoch mit gewissen Unsicherheiten und Streuungen behaftet, so dass auch die Ergebnisse Schwankungsbreiten aufweisen. Für Entscheidungsträger ist es indes wichtig, dass sie wissen, wie groß die Unsicherheit bzw. Robustheit eines Ökobilanz-Ergebnisses ist und welche Faktoren am meisten zur Unsicherheit beitragen. Bisherige ökobilanzielle Studien

---

führen zwar z.T. Sensitivitätsanalysen durch, um die besonders einflussreichen Parameter identifizieren und ihren Einfluss auf die Ergebnisse der Ökobilanz quantifizieren zu können (KOCH, 2009), (DORNBURG, ET AL. 2005), (JURY, ET AL. 2010), allerdings liegt bisher im Bereich der Biogastechnologie noch keine Studie vor, die eine umfassende Unsicherheitsanalyse der Ergebnisse vorgenommen hat. Diese Arbeit soll deshalb anhand von Monte-Carlo-Simulationen zeigen, in welchen Spannweiten sich die Ergebnisse der Energie- und Treibhausgasbilanz einer Biogasanlage mit Gasaufbereitung bewegen und wie die Wahrscheinlichkeitsverteilung der Ergebnisse aussieht.

Die Frage nach einem nachhaltigen Ausbau der Biogastechnologie auf Landschaftsebene, der in Einklang mit den anderen Landschaftsfunktionen steht, wurde im Rahmen des Transferbereiches 299 „Integrierte Evaluierung Energiepflanzenbau“ anhand der Beispielregion Südhessen untersucht. Die vorliegende Arbeit hatte im Kontext dieses Transferbereiches zum Ziel, das Biogaspotential im Untersuchungsgebiet zu analysieren. Dabei soll gezeigt werden, welchen Beitrag ein nachhaltiger Ausbau einer sehr effizient geführten Biogastechnologie mit Gasaufbereitung zu den Klimaschutzzielen in dieser Region beitragen kann und welche Kosten dadurch entstehen.

## 2 Stand des Wissens

In diesem Kapitel werden zunächst der Aufbau und die Funktionsweise von Biogasanlagen näher erläutert, wobei der Fokus auf den sogenannten „NaWaRo-Biogasanlagen“ liegt, d.h. auf Anlagen, die ausschließlich mit nachwachsenden Rohstoffen im Sinne von Anlage 2 II Nr. 1 und Nr. 2 EEG 2009 betrieben werden. Im darauffolgenden Abschnitt werden die rechtlichen Rahmenbedingungen der Biogaserzeugung und ihre Folgen für Anlagenbetreiber dargestellt. Anschließend wird erläutert, wie die Effizienz und das Treibhausgaseinsparpotential von Biogasanlagen mittels ökobilanzieller Ansätze berechnet werden und zu welchen Ergebnissen die Forschung bisher gekommen ist. In Kapitel 2.6 werden die grundsätzlichen Möglichkeiten zur Durchführung von Sensitivitäts- und Unsicherheitsanalysen vorgestellt sowie aktuelle Forschungsergebnisse zu diesem Thema präsentiert.

### 2.1 Aufbau von Biogasanlagen

Grundsätzlich werden bei Biogasanlagen die beiden Betriebsweisen Nass- und Trockenfermentation unterschieden. Nassfermentationsanlagen zeichnen sich dadurch aus, dass sie mit pumpfähigen Substraten arbeiten, die im Fermenter Trockensubstanzgehalte bis 15 % aufweisen. Trockenfermentationsanlagen weisen höhere Trockensubstanzgehalte im Fermenter auf und werden im Gegensatz zu Nassfermentationsanlagen z.T. diskontinuierlich betrieben (KTBL 2007). Nassfermentationsanlagen, die mit nachwachsenden Rohstoffen beschickt werden, bestehen typischerweise aus den folgenden Hauptkomponenten (vgl. Abbildung 1):

- Fahrсило
- Feststoffdosierer
- Fermenter
- Nachgärer
- Gärrestlager
- Blockheizkraftwerk (BHKW)
- Notfackel

Wird das Biogas noch auf Erdgasqualität aufbereitet und in ein Erdgasnetz eingespeist, kommen noch die beiden folgenden Komponenten hinzu:

- Gasaufbereitungsanlage
- Gasübergabestation

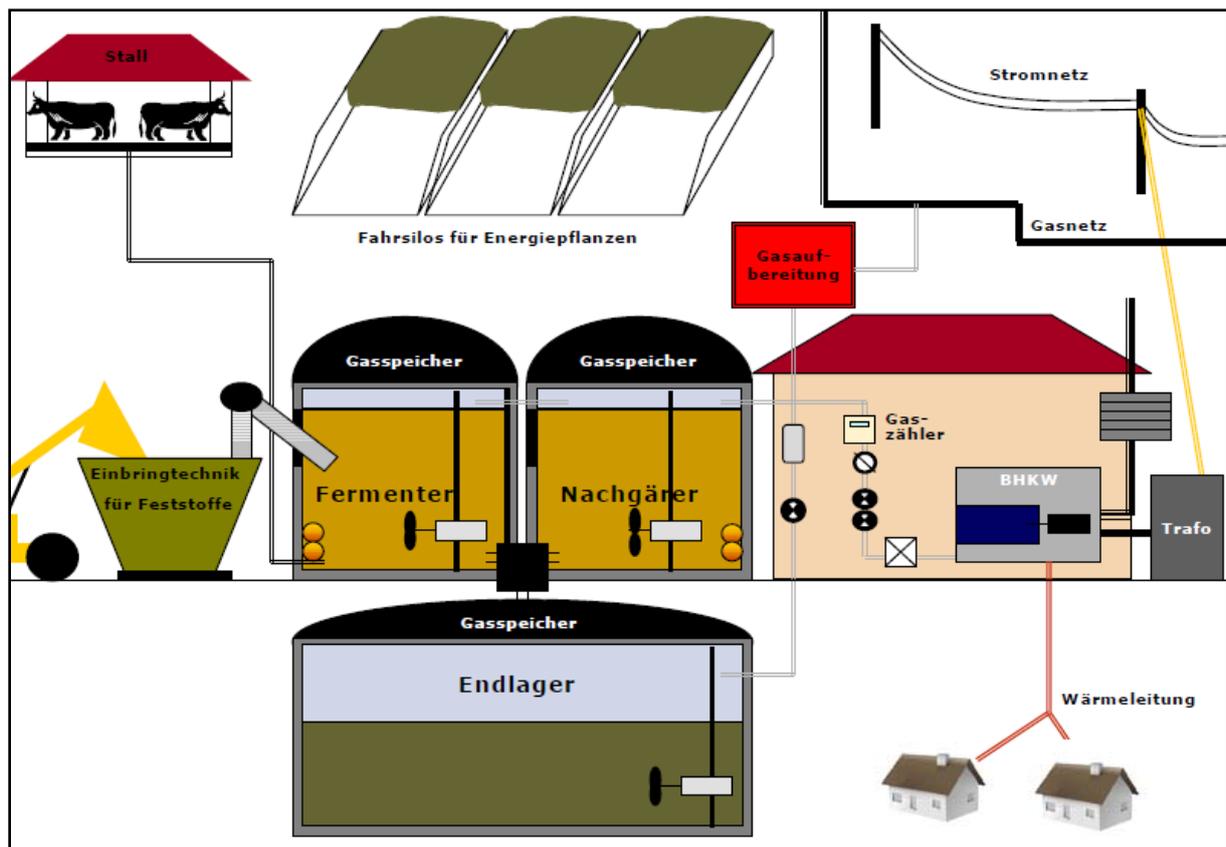


Abbildung 1: Komponenten einer "NaWaRo-Biogasanlage" (Nassfermentation) mit Gasaufbereitung (FACHVERBAND BIOGAS e.V. 2009)

### Fahrsilo

Rund 94 Prozent aller Biogasanlagen in Deutschland werden mit Mais betrieben. Mais hat im bundesweiten Durchschnitt einen Massenanteil (FM) von 48 % am Substratgemisch, gefolgt von Rindergülle (24 %). Ein wesentlicher Bestandteil aller Biogasanlagen ist deshalb das Fahrsilo. Häufig eingesetzte Energiepflanzen wie Mais, Getreide GPS<sup>1</sup> oder Gras werden nach der Ernte in die Fahrsilos eingebracht und dort siliert. Während der Silierung wandeln Milchsäurebakterien unter Luftabschluss pflanzliche Kohlenhydrate in organische Säuren um. Diese Säuren senken den pH-Wert auf Werte zwischen 4 und 5, so dass konkurrierende Mikroorganismen sowie die meisten Enzyme inaktiviert werden (BUNDESARBEITSKREIS FUTTERKONSERVIERUNG 2006). Dadurch wird das Pflanzenmaterial vor aerobem Abbau sowie vor Befall mit Schimmelpilzen oder Clostridien<sup>2</sup> geschützt (PLÖCHL, ET AL. 2009). Die Qualität der Silierung hat einen entscheidenden Einfluss auf die spätere Methanausbeute (PROCHNOW, ET AL. 2009), deshalb sollten optimale Rahmenbedingungen geschaffen werden, um Nacherwärmungen oder Schimmelbefall zu unterbinden. Dazu sollte das Pflanzenmaterial einen optimalen Trockenmassegehalt aufweisen (Mais: 28-35 %, Gras: 30-40 % (BUNDESARBEITSKREIS FUTTERKONSERVIERUNG 2006), gut verdichtet sein und sofort nach Abschluss der Ernte luftdicht abgeschlossen werden. Zusätzlich können Siliermittel zugegeben werden, die die Qualität der Silage positiv beeinflussen, wobei deren Wirtschaftlichkeit im Einzelnen geprüft werden muss (PLÖCHL, ET AL. 2009). Auch unter optimalen Rahmenbedingungen können gewisse Silageverluste

<sup>1</sup> GPS: Ganzpflanzensilage

<sup>2</sup> Bakterien aus der Familie der Clostridiaceae

durch Restatmung und Vergärung nicht verhindert werden. Je nach Lagerungsdichte ist mit 10 – 20 % Trockenmasseverlusten zu rechnen (BUNDESARBEITSKREIS FUTTERKONSERVIERUNG 2006).

### ***Feststoffdosierer***

In der Regel werden Biogasanlagen täglich mit Substrat beschickt. Mit einem Teleskoplader wird die Maissilage vom Fahrsilo zum Feststoffdosierer transportiert. Dieser hat die Aufgabe, das Substratgemisch zu homogenisieren und mittels Schneidwerkzeugen zu zerkleinern und dem Fermenter mehrmals täglich zuzuführen. Durch die Zerkleinerung erhöht sich die Oberfläche des Gärsubstrates, so dass den Bakterien eine größere Angriffsfläche zur Verfügung steht, was wiederum die Verweilzeit im Fermenter verkürzen kann (FNR 2006). Feststoffdosierer sind ähnlich aufgebaut wie Futtermischwagen, die z.B. in der Milchwirtschaft eingesetzt werden. Allerdings müssen sie aufgrund des kontinuierlichen Einsatzes (höherer Verschleiß) aus einem widerstandsfähigeren Material gefertigt werden.

### ***Fermenter***

Der Fermenter ist das Kernstück jeder Biogasanlage, denn dort findet die Vergärung statt. Es gibt verschiedene Fermenterbauweisen (liegend, stehend und aus unterschiedlichen Materialien). Wesentliche Bestandteile aller Fermenter, die in der Nassvergärung eingesetzt werden, sind Behälter mit Wärmedämmung, Heizsysteme, Mischaggregate sowie Austragsysteme für Sedimente und für das vergorene Substrat (FNR 2009 a). Sehr wichtig ist, dass die Fermenter gasdicht gebaut werden, um Methanschlupf zu vermeiden. Die Dimension des Fermenters muss an die verfügbare Substratmenge angepasst werden. Ab einer Größe von 6.000 m<sup>3</sup> kann es zu Schwierigkeiten bei der Durchmischung des Substrates kommen (FNR 2006), so dass entsprechend angepasste Rührtechnik eingesetzt werden muss. Die bundesweite Durchschnittsgröße der Fermenter liegt mittlerweile bei 3.000 m<sup>3</sup> und lässt damit einen Trend hin zu größeren Anlagendimensionen erkennen (FNR 2009 b).

Die Durchmischung des Gärsubstrates hat einen großen Einfluss auf die Effizienz der Anlage, da eine optimale Durchmischung die Gasausbeute erhöht und die Verweilzeiten des Substrates verringert. Die Funktion der Mischaggregate besteht darin:

- frisches und ausgefaultes Gärsubstrat zu vermischen und somit das frische Substrat anzuimpfen,
- eine gleichmäßige Verteilung von Gärsubstrat, Wärme und Nährstoffen innerhalb des Fermenters zu gewährleisten,
- Sink- und Schwimmschichten zu vermeiden und
- ein gutes Ausgasen des Biogases aus dem Gärsubstrat zu ermöglichen (FNR 2006).

Bundesweit werden in 47 % der Anlagen schnell laufende Tauchmotorrührwerke zur Durchmischung des Gärsubstrates eingesetzt. Seit der Einführung des NaWaRo-Bonus im Jahr 2004 hat sich die Substratzusammensetzung jedoch verändert, denn es werden immer mehr Energiepflanzen eingesetzt. Deshalb muss auch die Rührtechnik an die neuen Gegebenheiten (höherer Trockenmassegehalt des Gärsubstrates und damit strukturviskoseres Fließverhalten) angepasst werden. Infolgedessen geht der Trend hin zu langsam laufenden Rührwerken wie Langachs- oder Paddelrührwerken bzw. zu Kombinationen aus langsam und schnell laufenden Mischaggregaten (FNR 2009 b). Eine optimal an das Substrat angepasste Rührtechnik kann den Eigenstromverbrauch der Anlage senken und somit deren Wirtschaftlichkeit erhöhen (ROSTALSKI 2009). Generell müssen die

Rührintervalle jeweils empirisch an die spezifischen Eigenschaften (Substrateigenschaften, Größe und Geometrie des Fermenters, etc.) der Anlage angepasst werden (FNR 2006).

Heizsysteme haben die Aufgabe, die Temperatur im Fermenter konstant zu halten, um einen optimalen Vergärungsprozess sicher zu stellen. Starke zeitliche und/oder räumliche Temperaturschwankungen können den Gärprozess hemmen oder sogar zum Erliegen bringen. Die meisten landwirtschaftlichen Anlagen (85 %) werden im mesophilen Bereich (37-43°C) gefahren (FNR 2009 b). Thermophile Anlagen erreichen Temperaturen von 42 – 55°C in ihren Fermentern. Die Heizsysteme können entweder in die Fermenterwand eingebaut oder direkt im Fermenter mit einem gewissen Abstand zur Wand angebracht werden. Zudem gibt es Fußbodenheizungen oder Heizsysteme, die mit den Rühraggregaten verbunden sind. Fußboden und Wandheizungen haben im Vergleich zu den beiden anderen Heizsystemen geringe Wärmeübertragungsraten, allerdings entstehen dort keine unerwünschten Ablagerungen (FNR 2006).

Je nach Substrateigenschaften können sich im Laufe der Zeit mächtige Sedimentschichten (z.B. aus sandigem Material des Hühnertrockenkots) bilden. Diese führen zur Verringerung des nutzbaren Volumens und müssen deshalb entfernt werden. Dazu stehen verschiedene Techniken wie Bodenräumer, Austragsschnecken oder konische Fermenterböden mit Bodenauslass zur Verfügung. Falls die Sedimentschichten zu stark verhärtet sind, hilft nur noch das Öffnen des Fermenterdaches und das manuelle oder maschinelle Entfernen dieser Sedimente (FNR 2006).

Das vergorene Substrat wird bei stehenden Fermentern normalerweise über einen nach dem Siphon-Prinzip funktionierenden Überlauf oder mittels Pumpen ausgetragen (FNR 2006).

### ***Nachgärer und Gärrestlager***

62 % der Nassfermentationsanlagen werden zweistufig gefahren, d.h. neben dem Fermenter besitzen sie noch einen Nachgärer, der gleich oder ähnlich ausgestattet ist wie der Fermenter (FNR 2009 b). Alle Anlagen benötigen ein Gärrestlager, um das vergorene Substrat zwischen zu lagern und abzukühlen bis es als Wirtschaftsdünger wieder auf die Felder ausgebracht werden kann. Die Speicherkapazität der Gärrestlager sollte so bemessen sein, dass die Zeiträume, in denen witterungsbedingt keine Ausbringung möglich ist, überbrückt werden können. Zudem sollten auch die Gärrestlager mit Rührwerken und Sandräumung ausgestattet sein. Ab dem 1.1.2009 müssen alle neu errichteten Biogasanlagen ihr Gärrestlager gasdicht abdecken. Da im Fermenter bzw. im Nachgärer nicht die gesamte organische Masse abgebaut werden kann, setzt sich der Gärprozess und damit die Methanbildung im Gärrestlager fort. Vor allem bei einstufig gefahrenen Biogasanlagen können im Gärrestlager noch erhebliche Mengen an Biogas und damit an Methan entstehen (bis zu 20 % der Gesamtausbeute) (FNR 2006), die nicht ungenutzt in die Atmosphäre entweichen sollten.

Die Gasspeicherung erfolgt bei 70 % der bundesweit erfassten Biogasanlagen im Kopfraum der Fermenter. Nur 30 % der Anlagen haben einen extern installierten Gasspeicher. 49 % der Anlagen sind mit einem Tragluftdach mit Doppelfolie ausgerüstet (FNR 2009 b). Foliendächer gehören zu den kostengünstigeren Niederdruckspeichern, die die Gasmenge von ca.  $\frac{1}{4}$  bis hin zu 2 Tagesproduktionen speichern können. Mittel- und Hochdruckspeicher, die Drücke im Bereich von 5 bis 250 bar aushalten müssen (Stahldruckbehälter) sind für landwirtschaftliche Anlagen zu energie- und kostenaufwändig. Generell müssen die Gasspeicher gasdicht, druckfest, UV-, temperatur- und witterungsbeständig sein (FNR 2006).

Ist der Gasspeicher zu voll, was z.B. im Falle einer Wartung des Blockheizkraftwerkes (BHKW) vorkommen kann, muss das entstandene Biogas über die Notfackel geleitet werden, damit das Methan verbrennt.

### ***Blockheizkraftwerke***

Das entstandene Biogas wird in Blockheizkraftwerken (BHKW) zu Strom und Wärme verwertet. Dabei wird zwischen Gas-Otto- und Zündstrahlmotoren unterschieden. 57 % der Anlagen nutzen Gas-Otto-Motoren und 35 % nutzen Zündstrahlmotoren. Die restlichen 8 % der Anlagen haben beide Typen installiert (FNR 2009 b). Wenig verbreitet ist bisher der Einsatz von Mikrogasturbinen, Stirlingmotoren oder Brennstoffzellen. Ein BHKW-Modul besteht aus einem Verbrennungsmotor und einem darauf abgestimmten Generator sowie aus Wärmetauschersystemen zur Rückgewinnung der entstandenen Wärmeenergie.

Gas-Otto-Motoren funktionieren nach dem Otto-Prinzip (Fremdzündung). Sie benötigen einen Methangehalt von mindestens 45 % im Biogas. Ihre elektrischen Wirkungsgrade reichen von 34 – 40 % und ihre Leistung liegt im Bereich 100 - > 1000 kW. Sie sind speziell für die Gasverwertung konzipiert und zeichnen sich durch geringe Schadstoffemissionswerte aus.

Zündstrahlmotoren arbeiten nach dem Dieselpinzip (Selbstzündung). Da sich das Biogas bei Kompression nicht selbst entzündet, muss ein Zündöl hinzugegeben werden, das maximal 10 % der eingebrachten Brennstoffleistung ausmacht. Seit 2007 darf dieses Zündöl bei Neuanlagen nicht mehr fossilen Ursprungs sein (z.B. Diesel), sondern muss aus nachwachsenden Rohstoffen (Biodiesel, Pflanzenöl) stammen. Bei Zündstrahlmotoren kann es zu Problemen hinsichtlich der Einhaltung der Emissionsgrenzwerte kommen (ASCHMANN, ET AL. 2007). Sie werden überwiegend in kleineren Leistungsbereichen bis 250 kW eingesetzt, in denen sie im Vergleich zu Gas-Otto-Motoren auch höhere elektrische Wirkungsgrade erreichen und preisgünstiger sind.

Beide Motorentypen werden in der Regel mit hoher Luftzahl betrieben ( $\lambda = 1,4 - 1,8$ ) um die Entstehung von Schadgasen wie  $\text{NO}_x$ , CO oder  $\text{C}_n\text{H}_m$  bei der Verbrennung von Biogas zu vermindern. Aufgrund der relativ hohen Konzentrationen des aggressiven  $\text{H}_2\text{S}$ , das im Rohbiogas enthalten ist, können keine 3-Wege-Katalysatoren eingesetzt werden. Wegen der hohen Luftzufuhr wird die Energiedichte des Gasgemisches herabgesetzt, was wiederum den Wirkungsgrad verringert. Es muss somit nach einem Kompromiss zwischen Einhaltung der Emissionsgrenzwerte und maximal möglichem Wirkungsgrad gesucht werden (ASCHMANN, ET AL. 2007). Abgasturbolader und Ladelüftkühler sind mittlerweile technischer Standard, um diesen Wirkungsgradverlust auszugleichen.

### ***Gasaufbereitung***

Im August 2009 gab es in Deutschland 20 Biogasanlagen, die mit einer Gasaufbereitung ausgestattet sind (URBAN 2009 A). Die Gasaufbereitung hat zum Ziel, Methan im Biogas so anzureichern, dass es schließlich Erdgasqualität erreicht und in ein Erdgasnetz eingespeist werden kann. Hintergrund dieses Verfahrens ist, dass viele landwirtschaftliche Biogasanlagen in dünn besiedelten, ländlichen Regionen stehen, in denen keine ausreichenden Wärmesenken vorhanden sind, so dass ein Großteil der im Blockheizkraftwerk erzeugten Wärme ungenutzt „verpufft“. Durch die Aufbereitung kann das so gewonnene „Biomethan“ im Erdgasnetz zu den Wärmesenken transportiert werden. Welche Qualität das einzuspeisende Biomethan im Einzelnen aufweisen muss, hängt von dem Erdgasnetz ab, in das es eingespeist werden soll. Hinsichtlich Druck, Zusammensetzung und Brenneigenschaften muss das

Bioerdgas entsprechende netzkompatible Eigenschaften aufweisen. In Deutschland werden üblicherweise fünf verschiedene Erdgasqualitäten im Netz verteilt. Sie unterscheiden sich aufgrund ihrer Herkunft in ihrer Zusammensetzung und in ihren Brenneigenschaften (FNR 2009 a).

Gase der öffentlichen Gasversorgung müssen bestimmte Anforderungen erfüllen, die im technischen Regelwerk des DVGW (Richtlinie G 260, G262 und G 685) definiert sind (FRAUNHOFER UMSICHT 2009), (FNR 2006). Der DVGW teilt die Gase in verschiedene Familien ein. Erdgas und Biomethan gehören demnach zur Familie der methanreichen Gase, die sich nochmals in die Gruppe der L-Gase (L = Low) und in die Gruppe der H-Gase (H = High) unterteilt. L-Gase besitzen einen niedrigeren Wobbe-Index als H-Gase. Der Wobbeindex<sup>3</sup> ist ein Maß zur Charakterisierung der Gasqualität. Haben zwei unterschiedlich zusammengesetzte Gase den gleichen Wobbe-Index können sie untereinander ausgetauscht werden, ohne dass Probleme im Brenner auftreten. Sollen Biogase in das Erdgasnetz eingespeist werden, müssen sie demnach annähernd denselben Wobbe-Index erreichen, den das Gas im entsprechenden Netz hat. Dazu durchlaufen sie in der Regel folgende Aufbereitungsschritte (FNR 2006), (INSTITUT FÜR ENERGETIK UND UMWELT 2005):

- Entfernung fester und flüssiger Bestandteile
- Trocknung
- Entschwefelung
- Trennung von Methan und Kohlendioxid
- Entfernung von weiteren Gasbegleitstoffen wie zum Beispiel Halogenkohlenwasserstoffen, Silizium, Ammoniak

Letztere Bestandteile sind allerdings nur in so niedrigen Konzentrationen vorhanden, dass sie bei der Auslegung der Gasreinigungsverfahren vernachlässigt werden (WUPPERTAL INSTITUT FÜR KLIMA UMWELT ENERGIE 2005). Für die Aufbereitung auf Erdgasqualität stehen verschiedene Technologien zur Verfügung:

- Adsorption: Druckwechseladsorption (Pressure Swing Adsorption: PSA) (Stand der Technik)
- Absorption: Druckwasserwäsche (DWW), Aminwäsche (MEA, DEA<sup>4</sup>) (Stand der Technik)
- Permeation: Membrantrennverfahren (Pilotstadium)
- Kryo-Verfahren (Laborstadium)

Die Druckwasserwäsche ist das in Europa am meisten angewandte Verfahren zur Methananreicherung. Sie basiert auf den unterschiedlichen Wasserlöslichkeiten von Methan und Kohlendioxid. In einer Vorreinigung werden mittels Kiesfilter Feuchtigkeit und Schwebstoffe aus dem Rohbiogas abgeschieden. Anschließend wird das Gas zweimal hintereinander komprimiert, dabei erwärmt und wieder abgekühlt, um es von Kondensat zu befreien und abzukühlen. Erst danach gelangt es in den Boden der Absorptionskolonne (Rieselbettreaktor), die es von unten nach oben durchströmt. Das Waschwasser (25 oder 5°C) durchrieselt die Kolonne in entgegengesetzter Richtung. Für eine große Kontaktfläche zwischen Gas und Wasser sorgt die Schüttung im Rieselbettreaktor. Aufgrund des amphoteren Charakters von Wasser können sowohl basische ( $\text{NH}_4^+$ ) als auch saure ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ ) Bestandteile des Gases ausgewaschen werden. Das nun gereinigte Gas

---

<sup>3</sup> Quotient aus dem Brennwert oder Heizwert und der Quadratwurzel aus der relativen Dichte. Die relative Dichte ist der Quotient aus der Dichte des Brenngases und der Dichte trockener Luft unter gleichen Druck- und Temperaturbedingungen. Die Einheit des Wobbe-Index ist  $\text{kWh/m}^3$ .

<sup>4</sup> MEA: Momoethanolamin, DEA: Diethanolamin

verlässt die Kolonne mit einem Methangehalt von ca. 96 % und einem restlichen CO<sub>2</sub>-Gehalt von 1-2 %. Da es wasserdampfgesättigt ist, muss es nun noch getrocknet werden. Durch Änderung der Druck- und Temperaturverhältnisse kann der Methangehalt weiter erhöht werden, was allerdings mit einem größeren energetischen Aufwand verbunden ist. Normalerweise reicht die Druckwasserwäsche aus, um die vom DVGW geforderten maximalen H<sub>2</sub>S-Konzentrationen einzuhalten. Falls die Konzentrationen im Rohbiogas zu hoch sind, kann eine vor- oder nachgeschaltete Entschwefelung notwendig werden. Falls die Druckwasserwäsche mit Trinkwasser gefahren wird, sollte dieses in einem mehrstufigen Verfahren regeneriert werden. Dazu wird es zunächst in einem Flash-Tank auf mittleren Druck entspannt, so dass das in geringen Mengen im Wasser gelöste Methan entweichen kann, um es wieder dem Rohbiogasstrom zuzuführen. Auf diese Weise sinken die Methanverluste auf < 2 %. Anschließend wird das Waschwasser einem zweiten Rieselbettreaktor zugeführt, an dessen Boden dem Wasser unter atmosphärischen Bedingungen Luft zugeführt wird (strippen). Dabei nimmt die Luft das im Wasser enthaltene CO<sub>2</sub> und H<sub>2</sub>S auf. Bevor dieses Luftgemisch in die Atmosphäre gelangt, wird das H<sub>2</sub>S mittels Biofilter abgeschieden. Allerdings könnte das CO<sub>2</sub> an dieser Stelle auch in technischer Reinheit gewonnen werden. Eine weitere Option wäre die Nutzung des Luftgemisches, das einen CO<sub>2</sub>-Anteil von ca. 30 Vol. % aufweist, als Dünger für Gewächshäuser oder für die Algenproduktion (FNR 2009 a).

Da diese Arbeit ihren Fokus auf die Druckwasserwäsche legt, sollen die anderen Verfahren nur kurz beschrieben werden. Bei der Druckwechseladsorption werden kinetische, sterische oder Gleichgewichtseffekte zur Gastrennung genutzt. Dies geschieht z.B. mittels Aktivkohle oder Molekularsieben wie Zeolithen. Diese Verfahren werden üblicherweise bei kleineren bis mittleren Durchsatzleistungen eingesetzt. Die Technik ist ausgereift und es gibt ein breites Anwendungsspektrum. Die Aminwäschen gehören zu den absorptiven Trennverfahren. Dabei wird das zu reinigende Gas mit einer Flüssigkeit in Kontakt gebracht, so dass eine oder mehrere Komponenten des Gases in die Flüssigphase übergehen. Man unterscheidet zwischen Physisorption, die die unterschiedlichen auf van der Waals-Kräften beruhenden Bindungsstärken zwischen Waschflüssigkeit und Gaskomponente zur Gastrennung nutzt und Chemisorption, bei der es zu chemischen Reaktionen zwischen Bestandteilen des Waschmittels und den unterschiedlichen Gaskomponenten kommt. Die Beladungen der Waschflüssigkeit sind bei der Chemisorption viel größer und viel selektiver als dies beim Wasser der Fall ist. Dafür ist die Regeneration der Waschflüssigkeit aufwändiger (hoher thermischer Energieaufwand) bzw. nicht möglich. Für die CO<sub>2</sub>-Abscheidung wird entweder Monoethanolamin (MEA) im Niederdruckverfahren oder Diethanolamin im Hochdruckverfahren (DEA) als Waschflüssigkeit eingesetzt. Ersteres kann regeneriert werden, letzteres nicht. Soll zusätzlich auch H<sub>2</sub>S abgeschieden werden, kommen Methyldiethanolamin (MDEA) oder Triethanolamin (TEA) zur Anwendung (FNR 2009 a).

Tabelle 1 fasst die für die Wirtschaftlichkeit und die Klima- und Energiebilanz wichtigsten Eigenschaften der drei zurzeit bedeutensten Verfahren zusammen. Generell ist die Aufbereitung auf Erdgasqualität ein energieaufwändiges Verfahren, das dann in Betracht gezogen werden sollte, wenn die Anlage aus Gründen der Wirtschaftlichkeit groß genug dimensioniert werden kann (Kostendegression, Wirtschaftlichkeitsschwelle ab ca. 1 MW<sub>el</sub> installierter Leistung), wenn vor Ort kein vernünftiges Wärmekonzept gegeben ist und wenn die Nähe zu einem Erdgasnetz besteht (URBAN 2009 A).

Tabelle 1: Vergleich verschiedener Technologien zur Biogasaufbereitung, verändert nach: (FRAUNHOFER UMSICHT 2009)

Kriterien	Druckwechseladsorption PSA	Druckwasserwäsche DWW	Aminwäsche
Vorreinigung	Ja	Nein	Ja
Arbeitsdruck [bar]	4-7	4-7	Drucklos (MEA)
Methanverlust [%]*	<3/ 6-10	< 1/ < 2	< 0,1
Methananteil Produktgas [%]*	> 96	> 97	> 99
Stromverbrauch [kWh/Nm <sup>3</sup> ]**	0,25	> 0,25	> 0,15
Wärmebedarf [°C]	Nein	Nein	160
Referenzen	> 20	> 20	5

\* Garantie der Hersteller bzw. Betreiberangaben, \*\* Verdichtung des Produktgases auf 7 bar

Aus Tabelle 1 geht hervor, dass Aminwäschen die höchste Produktgasqualität, den niedrigsten spezifischen Stromverbrauch und die geringsten Methanverluste aufweisen. Allerdings haben sie einen hohen Wärmebedarf und es gibt erst wenige Referenzanlagen in Europa.

Den rechtlichen Rahmen für die Gaseinspeisung in ein Erdgasnetz bildet das Energiewirtschaftsgesetz (EnWG) vom 12. Juli 2005 bzw. die nachgelagerten Gasnetzzugangs- (GasNZV) und Netzentgeltverordnung. Die GasNZV regelt die Bedingungen, zu denen die Netzbetreiber den sogenannten Transportkunden den Zugang zum Gasnetz gewähren müssen. So tragen z.B. Netzbetreiber und Biogaseinspeiser die Kosten für den Netzanschluss jeweils zur Hälfte. Der Netzbetreiber trägt die Kosten für die Wartung und den Betrieb des Netzanschlusses sowie für die Odorierung und die Gasmessung bei der Einspeisung. Der Einspeiser muss im Gegenzug die gewünschte Qualität des Bioerdgases sicher stellen und dafür sorgen, dass der Methanschluß bei der Aufbereitung 0,5 % nicht übersteigt (Böse 2009). Die Gasqualität des eingespeisten Bioerdgases muss regelmäßig überprüft und gegebenenfalls angepasst werden und der Abrechnungsbrennwert<sup>5</sup> muss bekannt sein (FNR 2009 a).

## 2.2 Mikrobiologische Grundlagen der Fermentation

<sup>5</sup>Abrechnungsbrennwert: Maß zur korrekten Abrechnung des eingespeisten Biomethans, ergibt sich aus: Kubikmeter x Brennwert x Zustandszahl (z-Zahl: Faktor zur Umrechnung auf Normbedingungen, 0°C, 1.013,25 mbar)

Eine „funktionierende“ Mikrobiologie ist die Grundvoraussetzung für den erfolgreichen Betrieb einer Biogasanlage. Der anaerobe Abbau des Substrates bei der Vergärung erfolgt in den folgenden 4 Stufen, die in Abbildung 2 nochmals übersichtlich dargestellt sind:

- Hydrolyse (Bakterien wie Clostridien, Bacillen etc., z.T. Archaeen)
- Acidogenese (Bakterien wie Clostridien, Bacillen, z.T. Archaeen)
- Acetogenese (syntrophe<sup>6</sup> Bakterien)
- Methanogenese (Archaeen)

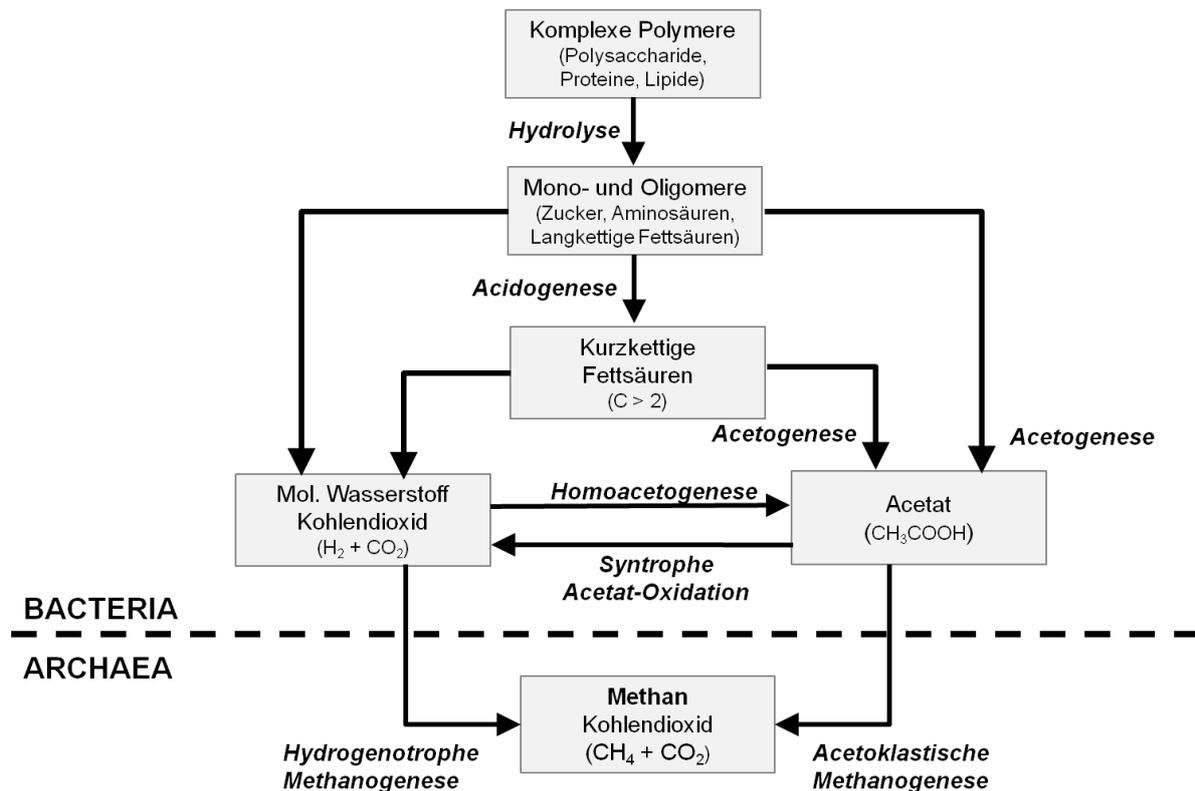


Abbildung 2: Überblick über die vier Stufen der anaeroben Vergärung, wie sie typischerweise in Biogasanlagen stattfinden (KLOCKE, ET AL. 2009)

Während der Hydrolyse zerlegen Bakterien komplexe Makromoleküle aus Kohlenhydraten, Fetten oder Proteinen enzymatisch zu Oligo- oder Monomeren wie Zuckern, Aminosäuren oder langkettigen Fettsäuren. Bei der Acidogenese (Versäuerungsphase) entstehen aus den Produkten der Hydrolyse Alkohole und kurzkettige Fettsäuren (Essigsäure, Propionsäure, Buttersäure) sowie weiterhin CO<sub>2</sub> und H<sub>2</sub>. Aminosäuren und Einfachzucker werden fermentativ<sup>7</sup> abgebaut, wohingegen langkettige Fettsäuren und Alkohole syntroph abgebaut werden (GERBER 2009). Sind im Substrat hohe Konzentrationen an veresterten Fetten und Ölen (Raps) oder hohe Anteile von proteinlastigen Pflanzen (Klee) vorhanden, entstehen vermehrt Schwefel- (H<sub>2</sub>S) und Stickstoffverbindungen (NH<sub>3</sub>),

<sup>6</sup> syntroph: diese Bakterien können nur in Vergesellschaftung mit anderen Mikroorganismen wachsen, da sie auf deren Stoffwechsellistung angewiesen sind. Sie leben an der Grenze der thermodynamisch möglichen Energiegewinnung. Sie sind strikt anaerob, schwer kultivierbar und deshalb noch kaum erforscht.

<sup>7</sup> Unter Fermentation wird allgemein die Umsetzung von biologischen Materialien mit Hilfe von Bakterien-, Pilz- oder Zellkulturen oder aber durch den künstlichen Zusatz von Enzymen verstanden. Die Gärung ist eine Form der Fermentation, die ausschließlich unter anaeroben Bedingungen abläuft.

die später zu Problemen im Blockheizkraftwerk ( $\text{H}_2\text{S}$ ) oder bei der Ausbringung der Gärreste führen können ( $\text{NH}_3$ -Ausgasungen, Überdüngung). Im Verlauf der Acetogenese (Essigsäurebildung) werden die Moleküle weiter zu Essigsäure und wiederum zu  $\text{CO}_2$  und  $\text{H}_2$  zerlegt. Dabei bauen acetogene bzw. syntrophe Bakterien durch komplexe Reaktionen die Fettsäuren weiter ab.

Die Energiebilanz ( $\Delta G^\circ$ , Änderung der Gibbs-Energie unter Standardbedingungen) der meisten Reaktionen der Acetogenese hat einen positiven Wert, das heißt, dass die Mikroorganismen, die die Reaktionen durchführen, unter Standardbedingungen (Konzentration der an der Reaktion beteiligten Substanzen ist jeweils  $1 \text{ Mol} \cdot \text{L}^{-1}$ , Druck = 1013 mbar, Temperatur =  $25^\circ\text{C}$ , pH = 7) mehr Energie investieren müssen als sie gewinnen. Wenn aber die Produkte aus dem vorhergehenden Prozess v.a.  $\text{H}_2$  von anderen Mikroorganismen (hydrogenotrophen, methanogenen Archaeen) entfernt werden (sowie zusätzlich bei höherer Temperatur oder wenn sich der pH-Wert erhöht), kann die Gibbs-Energie einen negativen Wert annehmen und die Acetogenese zumindest mit geringem Energiegewinn für die Mikroorganismen ablaufen (BAUER, ET AL. 2009).

Bei der Methanogenese (Methanbildung) wandeln methanogene Archaeen Essigsäure, Wasserstoff und Kohlendioxid in Kohlendioxid, Wasser und Methan um. Dies geschieht hauptsächlich über zwei unterschiedliche Reaktionswege:

- Hydrogenotrophe (wasserstoffverwertende) Methanogenese
- Acetoklastische (essigsäurespaltende) Methanogenese

Bei sehr hoher Faulraumbelastung ( $6\text{-}10 \text{ kg oTM}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ ) läuft die Reaktion überwiegend über ersteren Reaktionsweg ab, letzterer findet nur bei geringer Raumbelastung nennenswert statt. Generell ist die Methanogenese ein energieliefernder Prozess, die den unter Standardbedingungen energieverbrauchenden Prozess der Acetogenese ermöglichen kann.

Die syntrophen Bakterien der Acetogenese brauchen die hydrogenotrophen, methanogenen Archaeen zum Verbrauch des entstandenen  $\text{H}_2$  (Interspecies Elektronentransfer). Wäre kein  $\text{H}_2$ -Verbrauch vorhanden, würde sich Wasserstoff anreichern und den weiteren Abbau der Fettsäuren hemmen. Die syntrophen und methanogenen Mikroorganismen müssen deshalb räumlich eng assoziiert bleiben. Zu schnelles Rühren kann zu räumlicher Trennung führen und damit die Methanbildung hemmen. Ebenso sollten plötzliche Veränderungen in der Substratzusammensetzung, der Raumbelastung und der Prozesstemperatur vermieden werden, da sich die eingestellte Biozönose, vor allem die langsam wachsenden syntrophen Bakterien und die methanogenen Archaeen, nur langsam an Veränderungen anpassen kann (BAUER, ET AL. 2009).

Die in der Praxis üblichen Verweilzeiten des Substrates liegen zwischen 25 - 100 Tagen und die Faulraumbelastungen bewegen sich üblicherweise zwischen 0,5 und  $5 \text{ kg oTM}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ . Die Gasausbeute sinkt mit steigender Raumbelastung. Verweilzeit und Raumbelastung müssen möglichst optimal an die jeweiligen Substrateigenschaften angepasst werden. Wie aus Tabelle 2 ersichtlich ist, haben die Hydrolyse und Acidogenese andere Anforderungen an das Milieu als die Acetogenese und Methanogenese. Obwohl es Biogasanlagen gibt, die diese Stufen räumlich trennen, um die jeweils optimalen Milieubedingungen zu schaffen, läuft die Vergärung in den meisten landwirtschaftlichen Biogasanlagen aus Platz- und Wirtschaftlichkeitsgründen einphasig, d.h. im selben Fermenter ab. In diesem Fall müssen die Milieubedingungen an die Anforderungen der Methanbildner angepasst werden, da diese langsamer wachsen<sup>8</sup>, empfindlicher auf Versauerung reagieren und sich generell

---

<sup>8</sup> Die Verdopplungszeit der Methanbildner beträgt ca. 5-15 Tage im Vergleich zu  $< 24 - 90 \text{ h}$ , die die an der Hydrolyse, Acidogenese oder Acetogenese beteiligten Bakterien benötigen.

schlechter an Veränderungen anpassen können (KTBL 2007). Der geschwindigkeitsbestimmende Schritt des gesamten Vergärungsprozesses ist deshalb die Methanogenese (GERBER 2009).

Um die Prozessstabilität zu überwachen und Versauerung und anderen Störungen des Fermenters vorzubeugen, müssen bestimmte Parameter regelmäßig analysiert werden (KTBL 2007):

- **pH-Wert** (muss dem Optimum der Methanbildner entsprechen, vgl. Tabelle 2).
- **Kohlensäurepufferkapazität** (TAC-Wert): Vermögen, den pH-Wert trotz Säurebildung zu stabilisieren.
- **Flüchtige Fettsäuren** (FOS-Wert): Zu hohe Säurekonzentrationen verringern die Pufferkapazität und können zum Abfallen des pH-Wertes führen.
- **FOS/TAC**: optimaler Quotient ist anlagenspezifisch. Typische Werte sind  $< 0,8$  im Fermenter und  $< 0,3$  im Nachgärer. Werden diese Werte überschritten ist die Anlage „überfüttert“.
- **Redoxpotenzial**: Methanbildung findet nur bei geringen Redoxpotenzialen statt.
- **Gasmenge und Gasqualität**: abfallende Gasproduktion und sinkende Methangehalte sind Indikator für Prozessstörungen.

Treten Störungen im Fermenter auf, kann diesen z.T. mit Zugabe von Hilfs- und Zusatzmitteln entgegengewirkt werden. Diese Mittel können nach (HÖLKER 2009) in vier Gruppen eingeteilt werden:

- Hilfsmittel zur Bekämpfung von akuten Problemen (z.B. Anti-Schaummittel, pH steigernde/Puffer stabilisierende Substanzen)
- Hilfsmittel zur Hemmstoff-Bindung, z.B. bei hohen Konzentrationen von  $\text{H}_2\text{S}$  oder  $\text{NH}_3$  (Eisensalze, Algenpräparate, Tonminerale, Zeolithe etc.)
- Zusatzstoffe, die dem Aufschluss nachwachsender Rohstoffe dienen (z.B. Enzyme)
- Zusatzstoffe zur Verbesserung der Prozessstabilität (z.B. Spurenelemente)

Die ausgefaulten Gärreste bestehen in der Regel aus schwer abbaubaren organischen Substanzen wie z.B. Lignocellulose-Verbindungen. Die im Substrat enthaltenen Nährstoffe –insbesondere  $\text{NH}_4^+$  -reichern sich an, so dass Gärreste gut als landwirtschaftliche Düngemittel geeignet sind (BAUER, ET AL. 2009).

Tabelle 2: Überblick über die wichtigsten Prozesse und deren Eigenschaften bei der Vergärung; zusammengestellt aus: (BAUER, ET AL. 2009), (URBAN 2009 A), (WEILAND 2003)

Stufe	Ausgangsprodukte	Endprodukte	Prozesse	Mikroorganismen	Milieuanforderungen	ÄG° [kJ/Mol]*	Hemmung durch
<b>Hydrolyse</b>	Polymere: Makromolekulare Kohlenstoffe (Polysaccharide), Fette, Proteine	Oligo- und Monomere: Zucker, Peptide und Aminosäuren, langkettige Fettsäuren, H <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub>	Spaltung von Molekülen mittels Exoenzymen und Vergärung	hydrolytische Bakterien: - Clostridien - Bacillen - Bacteroidetes - Actinobacteria (schnell wachsend)	pH: 5,2-6,5 Temp: 25-35°C C:N: 10-45 TM: < 40 % Redox: +400 - -300 mV C:N:P:S: 500:15:5:3 keine bes. Ansprüche an Spurenelementen	negativer Wert, d.h. exergen	zu hohe H <sup>+</sup> Konz. führt zu alkoholischer-, Buttersäure- oder Milchsäuregärung: Hemmung der gewünschten Essigsäuregärung, - zu hohe NH <sub>3</sub> Konz.
<b>Acidogenese</b>	Endprodukte der Hydrolyse und primären Vergärung	Alkohole, kurzkettige Fettsäuren, H <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub>	Säurebildung, primäre Vergärung der Spaltprodukte	fermentative Bakterien: ähnliche Gruppen wie bei der Hydrolyse		negativer Wert, d.h. exergen	zu hohe H <sub>2</sub> S und NH <sub>3</sub> -Konz. aus veresterten Ölen/Fetten oder aus stark proteinhaltigem Substrat
<b>Acetogenese</b>	Endprodukte der Acidogenese	Essigsäure, H <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub>	Sekundäre Vergärung der Fettsäuren	acetogene, syntrophe Bakterien (bisher noch wenig untersucht)	pH: 6,7-7,5 Temp: 32-42°C mesophil 50-58°C thermophil C:N 20-30 TS: < 30 % Redox: < -250 mV C:N:P:S: 600:15:5:3 Ni, Co, Mo, Se: essentiell höhere Raumbelastung bei hydrogenotropher Methanbildung (6-10 kg oTS/(m <sup>3</sup> *d)), niedrigere Raumbelastung beim acetoclastischen Reaktionsweg	Positiver Wert, d.h. endergen	zu schnelles Rühren, zu schnelle Milieuänderungen Spurenelement-mangel Zu niedriger pH-Wert Generell: zu hohe Konz. an NH <sub>3</sub> , H <sub>2</sub> S, Schwermetallen, Antibiotika, Mycotoxinen (Schimmelpilze) und Tensiden
<b>Methanogenese</b>	CO <sub>2</sub> + 4H <sub>2</sub> CH <sub>3</sub> COO <sup>-</sup> + H <sup>+</sup>	CH <sub>4</sub> + 2H <sub>2</sub> O CH <sub>4</sub> + CO <sub>2</sub>	hydrogenotroph acetoclastisch	methanogene Archaeen		-131,0 (hydrogenotroph) -35,9 (acetoclastisch)	

\* Gibbs Energie unter Standardbedingungen: Konzentration der beteiligten Substanzen: 1 Mol/l, Druck = 1013 mbar, Temp.: 25°C, pH : 7

## 2.3 Gärsubstrate

### 2.3.1 Energiepflanzen

Eine für die Biogaserzeugung geeignete Energiepflanze zeichnet sich durch hohe Biomasserträge, hohe Biogasausbeuten, gute Lager- bzw. Silierfähigkeit sowie eine schnelle und weitgehende Vergärbarkeit aus (KTBL 2007). Mais ist die Pflanze, die bzgl. dieser Parameter bisher die besten Eigenschaften aufweist und für die in Deutschland die meisten Erfahrungen und ausgereifte Technik im Bereich Anbau, Ernte und Silierung vorliegen.

Die wichtigste Eigenschaft von Energiepflanzen (und anderen Gärsubstraten) in Bezug auf die Biogaserzeugung ist die aus ihnen zu generierende Methanausbeute. Die Methanausbeute der Energiepflanzen ist u.a. abhängig von ihrer Zusammensetzung und damit auch von ihrer Vergärbarkeit. Tabelle 3 zeigt die unterschiedlichen Methanausbeuten von Kohlenhydraten, Proteinen und Lipiden. Daraus resultiert, dass Energiepflanzen mit einem hohen Gehalt an Proteinen oder Lipiden die höchsten spezifischen Methanerträge liefern. Diese beiden Stoffgruppen können allerdings auch zu Problemen bei der Vergärung führen (vgl. Kapitel 2.2).

**Tabelle 3: Vergleich der Biogasqualität der drei für die Vergärung wichtigsten Stoffgruppen (FNR 2006) (ÖKOBIT GMBH 2008)**

Stoffgruppe	Biogasertrag [l/kg oTM]	Methangehalt [Vol.-%]	Heizwert [kWh/m <sup>3</sup> ]
Kohlenhydrate	700-830	50-55	5,0-5,5
Proteine	700-900	70-75	7,0-7,5
Lipide	1.000 – 1.400	68-73	6,8-7,3

Biogaserträge und Methangehalte unterschiedlicher Substrate können rechnerisch ermittelt werden (WEENDER-Analyse), wobei Daten zur Substratzusammensetzung (Rohprotein-, Rohfett-, Rohfaser- und Kohlenhydratgehalt) sowie zur Substratverdaulichkeit vorhanden sein müssen. Für Silomais (29 % TM, Beginn Teigreife, körnerreich) ergibt sich laut WEENDER-Analyse eine spezifische Biogasausbeute von ca. 560 l<sub>N</sub>/kg oTM bzw. eine Methanausbeute von ca. 309 l<sub>N</sub>/kg oTM (FNR 2006). Besser ist es jedoch, die Biogaserträge und Methangehalte direkt mittels Batch- oder kontinuierlichen Versuchen bzw. direkt an der Biogasanlage zu messen (KTBL, 2007). Dazu gibt es bereits zahlreiche Studien. AMON, ET AL. (2007 a) ermittelten mittels Batchversuchen die spezifischen Methanerträge verschiedener Sorten von Mais, Winterweizen Triticale, Winterroggen, Sonnenblumen und Gras. Für Mais ergab sich ein durchschnittlicher Methanertrag von 398 l<sub>N</sub>/kg oTM. Die spezifischen Methanerträge von Weizen schwankten zwischen 140 und 343 l<sub>N</sub>/kg oTM, diejenigen von Triticale waren stets etwas niedriger. Die spezifischen Methanerträge nahmen für alle Getreidearten im Lauf der Vegetationsperiode ab, wohingegen die Trockenmasseerträge anstiegen. Die besten Methanhektarerträge wurden somit dann erzielt, wenn das Produkt aus spezifischem Methanertrag und Trockenmasseertrag pro Hektar maximal war. Weizen und Roggen erreichten dieses Maximum, wenn sie im Stadium der Teig- oder Vollreife geerntet wurden. Triticale-Sorten erreichten schon zu früheren Ernteterminen (Milchreife oder früher) ihre maximalen Methanhektarerträge. Werden die Getreidesorten im jeweils optimalen Stadium geerntet, können Methanhektarerträge von 3.200-4.500 Nm<sup>3</sup>/ha erzielt werden. Für die beiden untersuchten Sonnenblumensorten konnten keine eindeutigen Trends festgestellt werden. Bei der ersten Ernte betragen die spezifischen Methanausbeuten 454 bzw. 428 l<sub>N</sub>/kg oTM. Mit zunehmender Reife

stiegen die Methanhektarerträge bei einer Sorte an, bei der anderen nahmen sie hingegen eher ab. AMON, ET AL. (2007 b) fanden heraus, dass die spezifische Methanausbeute von Mais im Stadium der Milchreife zwischen 312 und 365  $I_N/kg$  oTM und im Stadium der Vollreife zwischen 268 und 286  $I_N/kg$  oTM liegt. Früh- bis mittelreife Sorten sollten gegen Ende der Wachsreife und spätreife Sorten bei Vollreife geerntet werden. Auf fruchtbaren Standorten sollten spätreife Sorten angebaut werden, da sie dort ihr ganzes Potenzial entfalten können. Die maximalen Methanhektarerträge wurden mit spätreifen Sorten auf guten Standorten erzielt und lagen im Bereich von 7.100 bis 9000  $Nm^3/ha$ . Früh- bis mittelreife Sorten erreichten Methanhektarerträge von 5.300-8.500  $Nm^3/ha$ .

Die spezifischen Methanausbeuten von Getreide-GPS liegen zwischen 300 und 350  $I_N/kg$  oTM und sind damit denen des Maises ähnlich. Dennoch bewegen sich die Methanhektarerträge von Getreide-GPS mit Werten zwischen 3.500-5.500  $Nm^3/ha$  meist auf einem niedrigeren Niveau (LFL 2008). PROCHNOW ET AL. (2009) haben eine Literaturübersicht über Methanerträge aus Gräsern zusammengestellt. Je nach Grasart, Schnittzeitpunkt, Bewirtschaftungsintensität, Silierung (mit/ohne) und Prozessführung schwanken die spezifischen Biogaserträge zwischen 297 und 1.080  $I_N/kg$  oTM und die spezifischen Methanerträge zwischen 80 und 650  $I_N/kg$  oTM. Die Methanhektarerträge lagen zwischen 649 und 5.800  $m^3/ha$ , wobei die Anzahl der Schnitte dabei zwischen einem und fünf pro Jahr variierte. Aufgrund dieser großen Schwankungsbreite sollte für jeden Standort bzw. für jede Anlage geprüft werden, unter welchen Bedingungen der optimale Methanertrag erzielt werden kann. NIZAMI ET AL. (2009) untersuchten die Methanerträge von Gras in Irland. Sie berechneten Methanerträge von 295  $I_N/kg$  oTM für Gras mit einem TM-Gehalt von 42 % und einem oTM-Gehalt von 92 %. Ist der Quotient aus Blattmasse zu Halmmassee hoch, liegt ein günstiger Erntezeitpunkt vor, denn dann ist der Gehalt an gut fermentierbaren Substanzen hoch und der Gehalt an Rohfasern gering. Im Laufe der Vegetationsperiode steigt der Gehalt an schwer abbaubarer Lignocellulose, so dass der erste Schnitt die höchsten spezifischen Methanerträge liefert. Generell sollte das Gras nachmittags gemäht werden, da dann die Konzentrationen an wasserlöslichen Kohlenhydraten (und damit die Methanausbeuten) höher sind als in den Morgenstunden. Besondere Aufmerksamkeit hat in letzter Zeit das Sudangras (Zuckerhirse bzw. *Sorghum sudanense*) auf sich gezogen. Diese Pflanze zeichnet sich durch eine gute Trockentoleranz aus und hat keine besonderen Ansprüche an den Boden. Allerdings ist sie sehr frostempfindlich (KTBL 2006). Sudangras kann sehr hohe Biomasseerträge von bis zu 25 t TM/ha erzielen. Die spezifischen Methanausbeuten liegen im Bereich zwischen 213 und 239  $I_N/kg$  oTM, die Methanhektarerträge lagen zwischen 2.740 und 6.248  $Nm^3/ha$  (AMON, ET AL. 2002).

Tabelle 4 zeigt einen Überblick über die möglichen Biogaserträge und Methangehalte unterschiedlicher Energiepflanzen. Diese Daten dienen als Richtwerte, denn die tatsächlichen Biogasausbeuten werden von vielen Faktoren bestimmt, die von Standort zu Standort (Sortenwahl, Erntezeitpunkt, Standorteigenschaften) und von Anlage zu Anlage variieren (z.B. Verweilzeiten, Faulraumbelastungen, Trockensubstanzgehalte, Gärtemperatur, eventuell vorhandene Hemmstoffe etc.) (FNR 2006). In der Praxis liegen die Biogasausbeuten z.T. deutlich über den Richtwerten der KTBL. Allerdings handelt es sich bei diesen Werten meist um die Gasausbeuten der Substratmischungen. Diesen kommt der sogenannte Kofermentationseffekt zugute. Werden verschiedene Gärsubstrate im Fermenter gemischt, ist die Gasausbeute der Mischung meist höher als die Summe der Gasausbeuten der einzelnen Komponenten. Dieser Effekt kann zu einer Erhöhung der Methanausbeute um bis zu 33 % führen (AMON, ET AL. 2006).

Tabelle 4: Überblick über die Biogasausbeuten verschiedener Energiepflanzen nach (KTBL 2007)

Name Substrat	Eigenschaften	TM-Gehalt [%]	davon oTM-Gehalt [%]	Biogasertrag [l <sub>N</sub> /kg oTM]	Methan-gehalt [%]
Zuckerrübe		23	92	700	51
Getreide-körner	Roggen/Weizen, zerkleinert	87	94	700	53
Getreide GPS	mittlere Kornanteile	35	94	520	52
Gras	frisch, unbehandelt	18	91	600	54
Gras	Silage, nass, angewelkt	35	88	560	54
Grünroggen Blüte	früher Schnitt, Silage	25	88	590	54
Maissilage	Milchreife	22	95	570	52
Maissilage	Teigreife, körnerreich	30	96	600	52
Maissilage	Wachsreife, körnerreich	35	96	600	52
Mais CCM <sup>9</sup>		60	96	665	53
Topinambur	Topinamburkraut	28,8	93	535	54
Weizenstroh	kurzgehäckselt	86	92	370	51
Zuckerhirse		22	91	538	54
Sudangras		27	91	520	55
Zuckerrübe	frisch	23	92	700	51

### **Anbausysteme für Energiepflanzen**

Der verstärkte Anbau von nachwachsenden Rohstoffen, insbesondere von Energiepflanzen führte in den letzten Jahren zu kontroversen Diskussionen über Aspekte wie Biodiversität, Intensivierung der Landwirtschaft und Auswirkungen auf den Natur- und Umweltschutz. Diese Fragestellungen wurden auch im Rahmen des Transferbereichs untersucht, der im Kapitel 5 vorgestellt wird. Aktuelle Forschungsprojekte beschäftigen sich mit innovativen Anbausystemen, die verschiedene Ziele wie die Sicherung hoher Nettoerträge, den nachhaltigen Anbau von Energiepflanzen und die Züchtung von alternativen Kulturarten verfolgen (FNR 2008 b). Laut Cross Compliance<sup>10</sup> müssen die Flächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand erhalten bleiben. Dazu gehört u.a. die Vermeidung von Erosion und Erhaltung der organischen Substanz. Dies soll sicher gestellt werden, indem z.B. Fruchtfolgen eingehalten und ggf. Zwischenfrüchte angebaut werden; indem mindestens drei verschiedene Kulturen je Betriebseinheit angebaut werden oder indem regelmäßig Humusbilanzen erstellt werden. Betreiber von Biogasanlagen müssen einerseits diese Cross-Compliance Anforderungen erfüllen, um die Direktzahlungen zu erhalten, andererseits müssen sie jedes Jahr ausreichende Mengen an Substrat für ihre Biogasanlagen beschaffen, wobei Mais, wie oben bereits dargelegt, bisher die höchsten Methanhektarerträge erzielt. Es besteht demnach ein großes Interesse daran, Anbausysteme und Fruchtfolgen zu identifizieren, die sowohl den Cross Compliance Anforderungen gerecht werden als auch hohe Methanhektarerträge erzielen. Das bundesweit auf unterschiedlichsten Standorten durchgeführte Forschungsprojekt EVA („Entwicklung und Vergleich von optimalen Anbausystemen für die landwirtschaftliche Produktion von

<sup>9</sup> CCM: Corn-Cob-Mix: Schrot-, bzw. Strohsilage aus Maisspindeln und Maiskörnern des Maiskolbens

<sup>10</sup> Cross Compliance: Verknüpfung von Prämienzahlungen der EU an die Landwirtschaft mit der Einhaltung von Umweltstandards

Energiepflanzen unter den verschiedenen Standortbedingungen Deutschlands“ ) hat dazu seit 2005 Feldversuche durchgeführt, die verschiedene Fruchtfolgen auf ganz unterschiedlichen Standorten diesbezüglich testen. Bei den deutschlandweit einheitlich untersuchten Fruchtfolgen handelte es sich nicht um reine „Energie-Fruchtfolgen“ sondern um eine Kombination aus Marktfrüchten und Energiepflanzen. Einen Überblick über diese Standardfruchtfolgen gibt Tabelle 5. Neben den unterschiedlichen Fruchtfolgen wurden auch besondere Anbausysteme wie das Zweikulturnutzungssystem, der Mischfruchtanbau (z.B. Klee- oder Luzerneuntersaat im Sommergetreide) oder mehrjährige Ackerfuttermischungen auf ihre Eignung für die Biogasproduktion untersucht. Bei Zweikulturnutzungssystemen sollen sowohl die Sommerung als auch die Winterung möglichst gleichermaßen zum Jahresertrag beitragen.

**Tabelle 5: Übersicht über die Standardfruchtfolgen an allen Versuchsstandorten (Fett: Nutzung als Biogas Ganzpflanze, kursiv: Nutzung als Marktfrucht) verändert nach FNR (2010).**

	Fruchtfolge 1	Fruchtfolge 2	Fruchtfolge 3	Fruchtfolge 4	Fruchtfolge 5
1. Jahr	<b>Sommergerste Ölrettich (SZF)</b>	<b>Sorghum (b. x s.)</b>	<b>Mais</b>	<b>Sommergerste Untersaat Luzerne- oder Kleegras</b>	<b>Hafer- Sorten- mischung</b>
2. Jahr	<b>Mais</b>	<b>Grünschnitt- roggen (WZF) Mais (ZF)</b>	<b>Grünschnitt- roggen (WZF) Sorghum (b. x S.) (ZF)</b>	<b>Luzerne- oder Kleegras</b>	<b>Wintertriticale</b>
3. Jahr	<b>Wintertriticale Sorghum (b. x b.) (SZF)</b>	<i>Wintertriticale</i>	<b>Wintertriticale / Einjähriges Weidelgras (SZF)</b>	<b>Luzerne- oder Kleegras</b>	<i>Winterraps</i>
4. Jahr	<i>Winterweizen</i>	<i>Winterweizen</i>	<i>Winterweizen</i>	<i>Winterweizen</i>	<i>Winterweizen</i>

*SZF: Sommerzwischenfrucht, WZF: Winterzwischenfrucht, ZF: Zweitfrucht*

Tabelle 6 gibt einen Überblick über die untersuchten Fruchtfolgen bzw. deren Anbausysteme.

Tabelle 6: Fruchtfolgen bzw. Anbausysteme, die im Rahmen des „EVA-Projektes“ untersucht worden sind (FNR 2010).

März	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober
<b>a. Hauptfruchtnutzung Sommerung</b>							
				Mais			
<b>b. Winterzwischenfrucht - Zweitfrucht (früh)</b>							
Grünschnittroggen				Mais/Sorghm			
Landsberger Gemenge				Mais/Sorghm			
<b>c. "Witzenhäuser Zweikulturnutzungssystem" Erstfrucht - Zweitfrucht (spät)</b>							
z.B. Roggen GP				z.B. Mais, Sorghum, Sonnenblumen			
<b>d. Winterzwischenfrucht - Zweitfrucht (früh)</b>							
Roggen, Triticale GP				z.B. Mais/ Sorghum/ ...Raps			
Weizen GP				Sorghum ...Raps			

Aus diesem sehr umfangreichen Forschungsprojekt seien an dieser Stelle folgende Ergebnisse genannt (FNR 2010):

- Mais ist im Mittel über alle Standorte nach wie vor die ertragreichste Kultur und für die Biogaserzeugung am besten geeignet. Zudem können mit Mais in Hauptfruchtstellung mit Abstand die höchsten Deckungsbeiträge<sup>11</sup> erzielt werden.
- Im Mittel über alle Standorte erreichte Fruchtfolge 3 (Kombination aus C3 und C4-Pflanzen) die höchsten Erträge.
- An Standorten mit geringer Vorzüglichkeit für Mais stellte Wintergetreide-GPS die beste Alternative für die Biogaserzeugung dar.
- Zweikulturnutzungssysteme bringen auf vielen Standorten höhere Erträge als nur eine Kultur in Hauptfruchtstellung, allerdings erreicht die Zweitfrucht bis zur Ernte häufig nicht den gewünschten Reifegrad, so dass sie nur schlecht silierfähig ist. Aus ökonomischer Sicht rechnet sich der Anbau und die Ernte einer Zweitfrucht - selbst bei hohen Erträgen - oftmals nicht. Zudem wird durch die Zweikulturnutzung die Erosionsgefahr erhöht, wenn die Zweitfrucht in der „erosiven“ Jahreszeit (Juni) eine Bodenbedeckung < 50 % aufweist.
- Sorghumhybride können insbesondere auf trockeneren Standorten eine Alternative zu Mais darstellen. Im Vergleich zum Mais steht die Sorghumzüchtung in Deutschland erst am Anfang, so dass diesbezüglich ein großes Optimierungspotenzial vorhanden ist. Auch die Durchwachsene Silphie (*Silphium perfoliatum*) zeigte erste, vielversprechende Ergebnisse.
- Der Anbau von Sommerzwischenfrüchten für die Biogaserzeugung ist nicht empfehlenswert, da auch hier keine Silierfähigkeit erreicht wird. Sommerzwischenfrüchte sollten vielmehr als Gründüngung zur Humusreproduktion auf der Fläche belassen werden.
- Grünschnittroggen als Winterzwischenfrucht für die Biogaserzeugung kann sich lohnen. Der Deckungsbeitrag sinkt zwar im Vergleich zum alleinigen Maisanbau, aber als leichter Humusmehrer kann Grünschnittroggen zur Nachhaltigkeit des Anbausystems beitragen.

<sup>11</sup> Der Deckungsbeitrag ist der Betrag, der sich nach Abzug der variable Kosten von den Verkaufnettoerlösen ergibt und der zur Deckung der Fixkosten dient; der über die Fixkostendeckung hinausgehende Teil ist Gewinn.

Durch Anwelken auf dem Feld kann ggf. der notwendige Trockemassegehalt für die Silierung erreicht werden.

- Durch die Rückführung der Gärreste kann in den hier untersuchten Fruchtfolgen eine ausgeglichene Humusbilanz erreicht werden. Der Humusreproduktionsfaktor<sup>12</sup> der Gärreste ist noch stark umstritten, die Angaben reichen von 0,22 (wie unvergorene Gülle tierischer Herkunft) bis 0,4 (besser als Stallmist). Die Düngewirkung der Gärreste wird als gut eingestuft, sie leisten einen wichtigen Beitrag zur Schließung des betrieblichen Nährstoffkreislaufs.
- Mais erleidet im Gegensatz zu Wintergetreide bei reduzierter N-Düngung (z.B. Verzicht auf Qualitätsdüngung) kaum Ertragseinbußen. Allerdings sollte beim Mais nicht an Pflanzenschutz gespart werden. Ganzpflanzengetreide verträgt den reduzierten Pflanzenschutz dagegen gut.
- Der Mischfruchtanbau ist für die ausschließliche Erhöhung und Stabilisierung der Biomasseerträge nicht empfehlenswert, er kann aber die Nährstoffversorgung der Folgekultur verbessern und trägt zur Erhöhung der Biodiversität bei.
- Je vielfältiger bzw. vielgliedriger die Fruchtfolge ist, desto höher ist auch die Biodiversität. Mais kann aufgrund seines sich vom Getreide unterscheidenden Habitates und Vegetationsverlaufes sogar zur Erhöhung der Artenvielfalt beitragen, allerdings nur, wenn der Maisanteil regionalspezifische Obergrenzen nicht überschreitet.
- Ackerfuttermischungen können auf bestimmten Standorten hohe Methanhektarerträge erzielen. Da die Erntekosten bei vier Schnitten pro Jahr jedoch höher sind als beim Mais, sind die mit Ackerfutter erzielbaren Deckungsbeiträge stets niedriger. Der Anbau ist dann lohnenswert, wenn die Humusbilanz ausgeglichen werden soll.
- Bei Ganzpflanzen-Getreide ist eine Ernte zwischen Milchreife und beginnender Teigreife anzustreben. Danach ist der Ertragszuwachs nur noch gering, so dass sich durch eine frühe Ernte die Nachfrucht zeitiger etablieren lässt, wodurch in der Summe beider Kulturen ein höheres Ertragsniveau je Flächeneinheit erreicht werden kann.
- Die Fruchtfolgen 1, 2 und 3 (vgl. Tabelle 6) erreichten gemittelt über alle Standorte die höchsten durchschnittlichen jährlichen Methanhektarerträge von ca. 4.300 – 5.200 Nm<sup>3</sup>/(ha\*a). Diese drei Fruchtfolgen enthielten Mais, im Gegensatz zu den Fruchtfolgen 4 und 5. Deren durchschnittlicher, jährlicher Methanhektarertrag lag lediglich bei ca. 3.000 Nm<sup>3</sup>/(ha\*a).

Auch AMON, ET AL. (2007 a) untersuchte eine vielgliedrige Fruchtfolge bzgl. ihres durchschnittlichen jährlichen Methanhektarertrages. Diese Fruchtfolge bestand ebenfalls nicht nur aus Energiepflanzen wie Mais, Zuckerrüben oder Sonnenblumen, die ausschließlich der Biogaserzeugung dienten, sondern integrierte auch Futter- und „Nahrungspflanzen“ wie Gerste und Winterweizen. Zudem wurden Zwischenfrüchte wie Klee gras und Luzerne angebaut. Insgesamt ergab sich über die fünf Anbaujahre gemittelt ein durchschnittlicher, jährlicher Methanhektarertrag von 4.149 Nm<sup>3</sup>/(ha\*a). Nachhaltige Biogaserzeugung sollte nach Meinung von AMON, ET AL. (2007 a) nicht mehr nur auf die maximalen Methanhektarerträge einer einzelnen Kulturart abzielen, sondern sich auf maximale

---

<sup>12</sup> Anteil des organischen Kohlenstoffs im Gärrest, der längerfristig im Humus verbleibt

Methanhektarerträge nachhaltiger Fruchtfolgen konzentrieren, die neben der Erzeugung von Energiepflanzen auch noch andere Landschaftsfunktionen erfüllen.

Mikroalgen könnten eine weitere Alternative zu Energiepflanzen wie Mais darstellen. Es existieren derzeit einige Forschungsprojekte bzw. Pilotanlagen, die zum Ziel haben, Algen in den Biogaskreislauf einzubinden. Dazu wird CO<sub>2</sub> aus dem Biogas abgetrennt, um anschließend die Algen damit zu düngen. Diese nehmen das CO<sub>2</sub> auf und produzieren Biomasse, die z.T. einen hohen Anteil an Lipiden aufweist und damit das Potenzial hat, hohe Biogasausbeuten zu erzielen (CLARENS, ET AL. 2010). Allerdings zielen die Forschungsprojekte nicht nur auf eine energetische Nutzung der Algen ab, sondern untersuchen auch die stoffliche Verwertung der Algen, z.B. in der Futtermittelindustrie (DOUCHA, ET AL. 2005), (DOUSKOVA, ET AL. 2010).

### 2.3.2 Wirtschaftsdünger

Neben Energiepflanzen werden in den meisten NaWaRo-Biogasanlagen noch Wirtschaftsdünger, wie Rinder- oder Schweinegülle oder Hühnertrockenkot (HTK) vergoren. Die Wirtschaftsdünger haben i.d.R. eine stabilisierende Wirkung auf den Gärprozess, da sie die Säurepufferkapazität erhöhen (KTBL 2007). AMON, ET AL. (2007 b) untersuchten die spezifischen Methanerträge von sechs Rindergüllen, die von unterschiedlich gefütterten Kühen stammten. Die Kühe wiesen zudem unterschiedliche Milchleistungen auf. Die Biogaserträge schwankten zwischen 208 und 268 l<sub>N</sub>/kg oTM und die Methanerträge bewegten sich zwischen 132 und 166 l<sub>N</sub>/kg oTM. Die höchsten Methanerträge erzielte die Gülle von ausgewogen ernährten Kühen mit mittlerer Milchleistung. Ein hoher Ligninanteil im Futter führte tendenziell auch zu niedrigeren Methanausbeuten. WANG, ET AL. (2010) stellten fest, dass sich die Biodiversität der Bakterienbiozönose erhöhte, wenn neben Rindergülle ca. 30 % Grassilage in den Fermenter gegeben wurden. Zudem vermutet er, dass eine hohe Biodiversität in der mikrobiellen Zusammensetzung zu hohen spezifischen Methanerträgen führt. Diese Ergebnisse sprechen für die Ko-Fermentation von Wirtschaftsdüngern und Energiepflanzen und könnten eine Erklärung für den Kofermentationseffekt sein, der im vorherigen Kapitel bereits erwähnt wurde.

Tabelle 7 gibt wiederum einen Überblick über die Richtwerte der Biogasausbeuten der drei wichtigsten Wirtschaftsdünger. Die spezifischen Biogaserträge der Wirtschaftsdünger sind geringer als die der Energiepflanzen, trotzdem macht es aus Sicht der Prozessführung Sinn, bestimmte Anteile von Wirtschaftsdüngern in die Vergärung zu integrieren. Aus Sicht des Klimaschutzes bietet die Vergärung von Wirtschaftsdüngern in Biogasanlagen den großen Vorteil, dass dadurch Methanemissionen, die normalerweise bei der Lagerung entstünden, vermieden werden. Unvergorene Wirtschaftsdünger weisen während Ihrer Lagerung signifikant höhere Treibhausgasemissionen auf als Gärreste (CLEMENS, ET AL. 2006), (IFEU 2008).

Tabelle 7: Überblick über die Biogasausbeuten verschiedener Wirtschaftsdünger nach (KTBL 2007)

Wirtschaftsdünger	Eigenschaften	TM [%]	davon oTM [%]	Biogasertrag [l <sub>N</sub> /kg oTM]	Methangehalt [%]
Hühnerkot	Trockengut	45	75	500	65
Rindergülle	mit Futterrest	8	80	370	55
Rindergülle	ohne Futterrest	8	80	280	55
Schweinegülle		6	80	400	60

## 2.4 Erneuerbare Energien Gesetz (EEG)

In Deutschland existieren mittlerweile mehr als 4.000 Biogasanlagen, die mit Energiepflanzen von ca. 530.000 ha Ackerland beschickt werden. Abbildung 3 zeigt die Entwicklung von Anzahl und elektrisch installierter Leistung von Biogasanlagen in Deutschland seit 1999. Während die durchschnittliche installierte Leistung 1999 nur ca. 58 kW betrug liegt sie mittlerweile bei ca. 335 kW und hat sich damit fast versechsfacht.

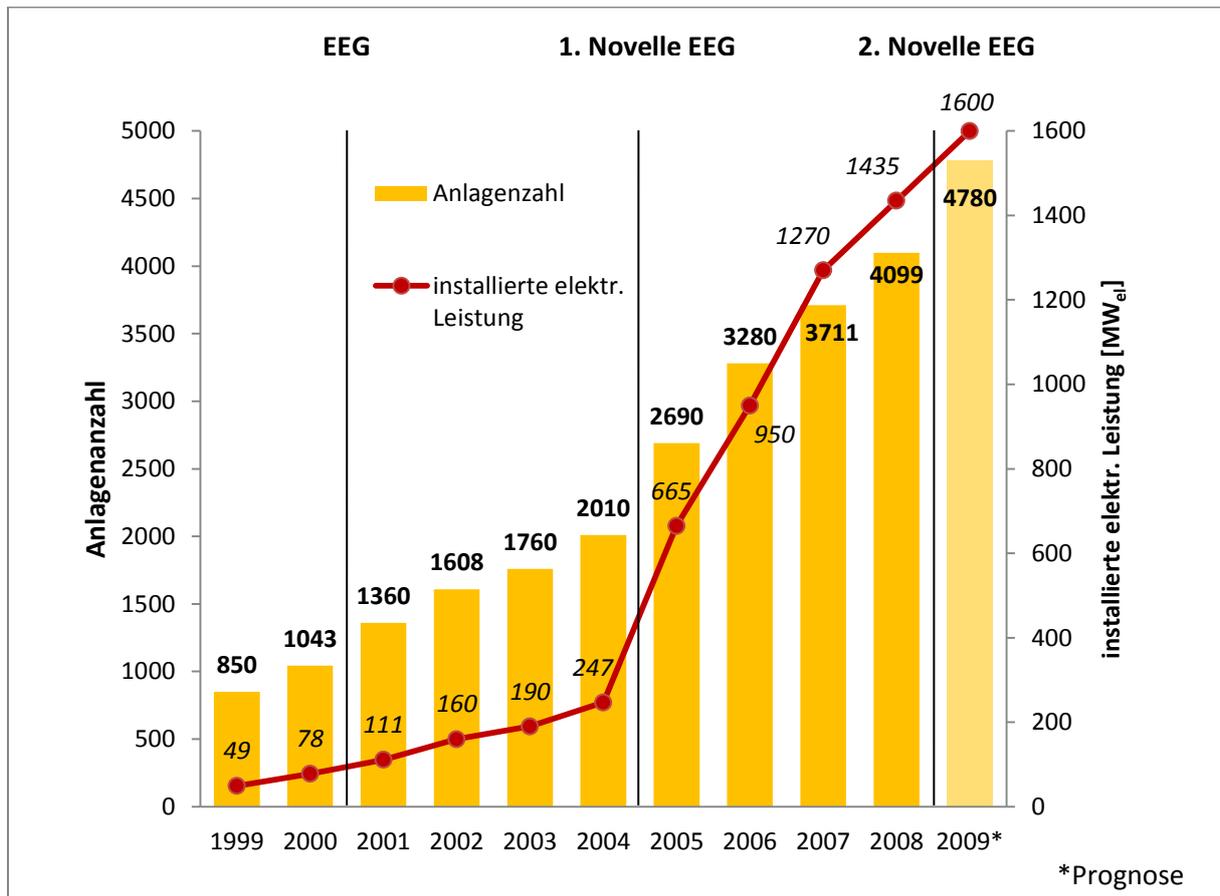


Abbildung 3: Entwicklung der Anlagenzahl und der installierten elektrischen Leistung von Biogasanlagen in Deutschland (FNR 2009 b)

Im Jahr 2000 wurde das Erneuerbare Energien Gesetz (EEG) eingeführt. Es regelt die Abnahme und Vergütung von ausschließlich aus erneuerbaren Energiequellen gewonnenem Strom durch die Netzbetreiber. Ziel des EEG ist es, durch die Förderung von erneuerbaren Energien (z.B. Windenergie, Wasserkraft, Solarstrahlung, Biomasse), deren Anteil am Endenergieverbrauch (Strom, Wärme, Kraftstoffe) bis zum Jahr 2020 auf 18 % zu steigern (EU-RL-2009/28/EG, 2009). Im Jahr 2009 lag dieser Anteil bei 10,1 % (BMU 2010). Das EEG wurde bereits zweimal (2004 und 2009) novelliert, wobei sich die Rahmenbedingungen für die Stromerzeugung aus Biogas i.d.R. verbessert haben. Die letzte Novelierung aus dem Jahr 2009 fördert aufgrund der Einführung des Gülle-Bonus und aufgrund der Erhöhung des NaWaRo-Bonus vor allem den Bau von kleineren bis mittelgroßen landwirtschaftlichen Anlagen (GRUBER 2009).

Prinzipiell ist die Grundvergütung für Strom nach Leistungsschwellen gestaffelt, d.h. Anlagen mit einer geringeren installierten Leistung bekommen eine höhere Grundvergütung. Diese unterliegt einer jährlichen Degression von einem Prozent. Neben der Grundvergütung gibt es im Fall von Biogasanlagen noch sechs verschiedene Zusatzvergütungen, die z.T. ebenfalls nach Leistungsschwellen gestaffelt sind. Den NaWaRo-Bonus erhalten Anlagen, die den Strom ausschließlich aus nachwachsenden Rohstoffen und/oder Gülle erzeugen. Diese Anlagen dürfen zwar auch weitere pflanzliche Nebenprodukte vergären, ohne dass der NaWaRo-Bonus entfällt, allerdings wird für den aus diesen Nebenprodukten erzeugten Strom kein NaWaRo-Bonus gezahlt. Welche Nebenprodukte eingesetzt werden dürfen und welche nicht, wird in den sogenannten Positiv- bzw. Negativlisten definiert. Wird ein Substrat von der Negativliste eingesetzt, entfällt der Bonus komplett und endgültig. Die eingesetzten Substrate und deren Mengen müssen in einem Einsatzstofftagebuch dokumentiert werden. Anlagen, die ab 2009 in Betrieb gehen, müssen ein gasdicht abgedecktes Gärrestlager und eine Notfackel aufweisen, um den NaWaRo-, Gülle- und/oder Landschaftspflegebonus zu erhalten. Der in 2009 neu eingeführte Güllebonus wird gezahlt, wenn der Gülleanteil jederzeit mindestens 30 Massenprozent beträgt. Dies ist durch einen Umweltgutachter zu überprüfen. Seit 2009 wird zudem der Landschaftspflegebonus an die Anlagen gezahlt, die überwiegend Pflanzen- und Pflanzenbestandteile aus Landschaftspflegemaßnahmen einsetzen. Allerdings werden sehr wahrscheinlich nur sehr wenige Anlagen davon profitieren können. Um den KWK-Bonus zu erhalten, müssen Anlagenbetreiber nachweisen, dass Strom und Wärme im Sinne des KWKG gleichzeitig genutzt werden. Die Wärmenutzung muss im Sinne der ebenfalls neu eingeführten Positivliste sein. Für Wärmenutzungen, die auf der Negativliste aufgeführt sind, wird kein KWK-Bonus gezahlt. Ist die Wärmenutzung weder auf der Positiv- noch auf der Negativliste vermerkt, kann der Bonus gezahlt werden, wenn durch die Wärmenutzung nachweislich fossile Energieträger ersetzt werden und wenn für diese Wärmebereitstellung Mehrkosten von mehr als 100 € pro kW Wärmeleistung entstehen. Grundsätzlich ist die Beheizung von Gebäuden und Geflügel- bzw. Schweineställen bis zu einer jeweils definierten Obergrenze im Sinne der Positivliste. Zudem zählt – jeweils unter bestimmten Voraussetzungen – die Einspeisung in ein Wärmenetz, die Nutzung als Prozesswärme für industrielle Prozesse, für die Herstellung von Holzpellets oder für die Trocknung von Gärresten zur Positivliste. Auch für die Beheizung von Gewächshäusern wird der KWK-Bonus gezahlt. Nicht gezahlt wird der Bonus, wenn die Wärme mittels ORC<sup>13</sup> oder ähnlicher Anlagen verstromt wird oder wenn prinzipiell fossile Energieträger zur Deckung des Eigenwärmebedarfs der Biogasanlage eingesetzt werden. Anlagenbetreiber, die den Gülle-, Landschaftspflege- und/oder KWK-Bonus beantragen, müssen ein Umweltgutachten vorlegen, in dem Zählerstände, Liefer- und Wiegescheine, Rechnungen sowie das Einsatzstofftagebuch dokumentiert sind. Zudem vergleicht der Umweltgutachter die eingesetzten Substratmengen mit der erzeugten Strommenge und prüft die Plausibilität. Die Regelungen für den Technologiebonus wurden bei der letzten Novelierung im Jahr 2009 insofern modifiziert, als dass der Bonus nicht mehr für Trockenfermentationsanlagen gezahlt wird und die Voraussetzungen für die Bonuszahlungen im Falle von Gasaufbereitungstechnologien verschärft worden sind. Anlagen mit einer Gasaufbereitung erhalten den Bonus nur noch, wenn die Methanemissionen der Aufbereitung weniger als 0,5 % ausmachen, wenn der Stromverbrauch maximal 0,5 kWh/Nm<sup>3</sup> Rohbiogas beträgt, wenn die Prozesswärme aus erneuerbaren Energieträgern generiert wird und wenn die Kapazität der Aufbereitung maximal 700 Nm<sup>3</sup>/h beträgt. Weiterhin wird der Bonus beim Einsatz von Brennstoffzellen, Gasturbinen, Dampfmotoren oder ORC-Anlagen

---

<sup>13</sup> Organic-Rankine-Cycle: anstatt eines Wasserdampf-Kreislaufes wird ein organisches Medium mit niedrigerer Siedetemperatur eingesetzt, um die Turbine anzutreiben

gezahlt. Generell kann der Bonus nur in Verbindung mit einer Kraft-Wärme-Kopplung in Anspruch genommen werden. Als weitere Neuerung der Novelisierung von 2009 ist der Luftreinhaltebonus hinzugekommen, der an alle immissionsschutzrechtlich genehmigungsbedürftigen Anlagen gezahlt wird, sofern sie bestimmte Formaldehydgrenzwerte nicht überschreiten. Die Neuerungen des EEG gelten teilweise für alle bereits bestehenden Anlagen, teilweise werden alte Anlagen noch nach den Regelungen des EEG 2004 oder 2000 vergütet (LOIBL 2009). Sämtliche Vergütungen werden für die Dauer von 20 Kalenderjahren zuzüglich des Inbetriebnahmejahres gezahlt.

## 2.5 Ökologische Bewertung von Biogasanlagen

Deutschland muss seine Treibhausgasemissionen bis 2020 - bezogen auf das Jahr 1990 – um 40 % senken. Die Erhöhung des Anteils der Erneuerbaren Energien an der Endenergieerzeugung ist ein Teil der Strategie zur Senkung der THG-Emissionen, da Erneuerbare Energieträger im Vergleich zu ihren fossilen Pendanten weniger Treibhausgase verursachen. Um beurteilen zu können, wie viele Treibhausgase tatsächlich eingespart werden bzw. wie effizient die Technologien aus energetischer Sicht sind, müssen sie einer ökologischen Bewertung unterzogen werden, die sich methodisch meist ökobilanzieller Ansätze bedient. Eine Ökobilanz oder Lebenszyklusanalyse (LCA) ist eine Methode aus dem Bereich des Umweltmanagements. Sie dient dazu, mehr Transparenz in die Umwelteigenschaften von Produkten und Dienstleistungen zu bringen und damit fundierte Datengrundlagen bzw. Informationen für Entscheidungsträger bereit zu stellen. Im Laufe einer Ökobilanz werden die Umweltwirkungen eines Produktes oder einer Dienstleistung über den gesamten Lebensweg – von der Wiege (Rohstoffgewinnung) bis zur Bahre (Entsorgung, Recycling) – betrachtet. Dabei durchläuft die Ökobilanz-Studie vier Phasen:

1. die Phase der Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen;
2. die Sachbilanz-Phase;
3. die Phase der Wirkungsabschätzung und
4. die Phase der Auswertung.

Entfällt die Phase der Wirkungsabschätzung, wird von einer Sachbilanz-Studie gesprochen. Nachdem Ziel und Untersuchungsrahmen einer Ökobilanzstudie abgesteckt sind, müssen die entsprechenden Input- und Output-Daten gesammelt und in einer Sachbilanz (Life Cycle Inventory, LCI) strukturiert werden. Die anschließende Wirkungsabschätzung dient dazu, die Umweltwirkungen eines Produktes auf verschiedene Wirkungskategorien zu quantifizieren. Abschließend werden in der Auswertungsphase die Ergebnisse der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung zusammengefasst, bewertet und diskutiert, um Empfehlungen abzuleiten (DIN EN ISO 14040 2006). Üblicherweise werden Wirkungskategorien wie Ressourcenverbrauch, Versauerung, Eutrophierung oder Humantoxizität untersucht. Für diese Kategorien existieren bereits klar definierte Indikatorwerte wie beispielsweise die Emissionen von SO<sub>2</sub>-Äquivalenten als Maß für die Versauerung. Im Fall von Erneuerbaren Energien interessiert vor allem die Wirkungskategorie Treibhauseffekt bzw. Klimaänderung. Indikatorwert für den Treibhauseffekt ist die Menge an emittierten Treibhausgasen (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O), die in CO<sub>2</sub>-Äquivalenten angegeben und auf eine bestimmte funktionelle Einheit (z.B. kg oder kWh) bezogen wird. Dabei wird berücksichtigt, dass Methan – betrachtet über einen Zeitraum von 100 Jahren – ein 25 mal höheres und Lachgas ein 298 mal höheres Treibhausgaspotential aufweist als CO<sub>2</sub> (IPCC 2007). Nach diesem Konzept der Wirkungsindikatoren richtet sich auch die **CML**-Methodik, die am **Centrum voor Milieukunde** in **Leiden** von **HEIJUNGS, ET AL.**

(1992) entwickelt worden ist. Die Einteilung, Normierung und Aggregation verschiedener Emissionen in Wirkungskategorien liefert ein differenziertes Bild der Umweltwirkungen eines Produktes oder einer Dienstleistung. Ein Produkt kann beispielsweise positive Auswirkungen auf den Treibhauseffekt haben, aber dennoch stark zur Versauerung beitragen. Um eine ganzheitliche Bewertung vornehmen zu können und Produkte gegebenenfalls besser miteinander vergleichen zu können, müssten die Wirkungskategorien weiter zusammengefasst und gewichtet werden. Eine dafür geeignete Methode ist der von GOEDKOOP, ET AL. (2001) entwickelte **Eco-Indikator 99**. Dabei werden alle Stoff- und Energieströme der Sachbilanz einem der folgenden drei sogenannten Wirkungsendpunkten zugeordnet:

- menschliche Gesundheit
- Ökosystemqualität
- Ressourcenverbrauch

Die Zuordnung der Stoff- und Energieströme bzw. die Bewertung der entsprechenden Emissionen ist sehr komplex. Prinzipiell wird für jede Kategorie anhand definierter Indikatoren (z.B. **DALY, Disability Adjusted Life Years** als Maß für die Beeinträchtigung der menschlichen Gesundheit) bewertet, welchen Schaden die Emissionen in der entsprechenden Kategorie anrichten (GOEDKOOP, ET AL. 2001). Die drei Wirkungsendpunkte werden anschließend gewichtet, was sicherlich der kritischste bzw. umstrittenste Schritt dieser Methode ist. Konventionell gehen menschliche Gesundheit und Ökosystemqualität zu jeweils 40 % ein, mit den restlichen 20 % geht der Ressourcenverbrauch ein (GOEDKOOP, ET AL. 2000). Eine nach ähnlichen Prinzipien funktionierende Methode wendet die BASF zur Beurteilung und zum Vergleich ihrer Produkte an. Bei der **Ökoeffizienz-Analyse** werden die Stoff- und Energieflüsse der Sachbilanz zunächst sechs verschiedenen Wirkungskategorien zugeordnet, wobei alle Daten auf Werte zwischen 0 und 1 normiert und anschließend gewichtet werden. Den Umweltwirkungen des Produktes werden die Kosten, die es über den gesamten Lebensweg verursacht, gegenübergestellt. Das ökoeffizienteste Produkt weist demnach die niedrigsten Umweltwirkungen in Verbindung mit den geringsten Kosten auf (BASF 2010).

Neben der Aufstellung einer Treibhausgasbilanz ist vor allem die Energiebilanz von erneuerbaren Energien von Interesse. Die Energiebilanz kann mit Hilfe des Erntefaktors oder der Effizienz einer Anlage dargestellt werden. Unter Effizienz wird im Bereich der Energieerzeugung aus Biomasse der Quotient aus Endenergie (Strom, Wärme, Kraftstoff) und Biomasse-Input (Primärenergie) verstanden. Diese Definition kann sinnvoll erweitert werden, indem die Endenergie mit der in Anspruch genommenen Fläche (Flächeneffizienz) oder mit der eingestrahelten Sonnenenergie ins Verhältnis gesetzt wird (PEHNT, ET AL. 2007). Der **Erntefaktor** ist der Quotient aus der erzeugten Endenergie (Strom, Wärme, Kraftstoff) und des kumulierten Energieaufwandes (KEA) für Bau, Betrieb und Entsorgung der Anlage (vgl. Gleichung 1). Im Fall der regenerativen Energien sind die eingesetzten Energieträger wie Wind, Sonne oder Biomasse erneuerbar und werden deshalb bei der Berechnung des KEA nicht mitberücksichtigt. Deshalb können Erneuerbare Energien - im Gegensatz zu fossilen Energien - Erntefaktoren  $> 1$  aufweisen (EFFENBERGER, ET AL. 2006).

Der Erntefaktor besagt im Fall von erneuerbaren Energien, wie oft eine Anlage die investierte fossile Energie in Form von erneuerbarer Endenergie wieder „herausholen“ kann. Ein Erntefaktor  $< 1$  würde bedeuten, dass die Anlage mehr fossile Energie verbraucht als sie an erneuerbaren Energien produziert, so dass die Anlage ihren Sinn und Zweck verfehlt.

**Gleichung 1**

$$EF = \frac{E_e}{KEA}$$

EF = Erntefaktor

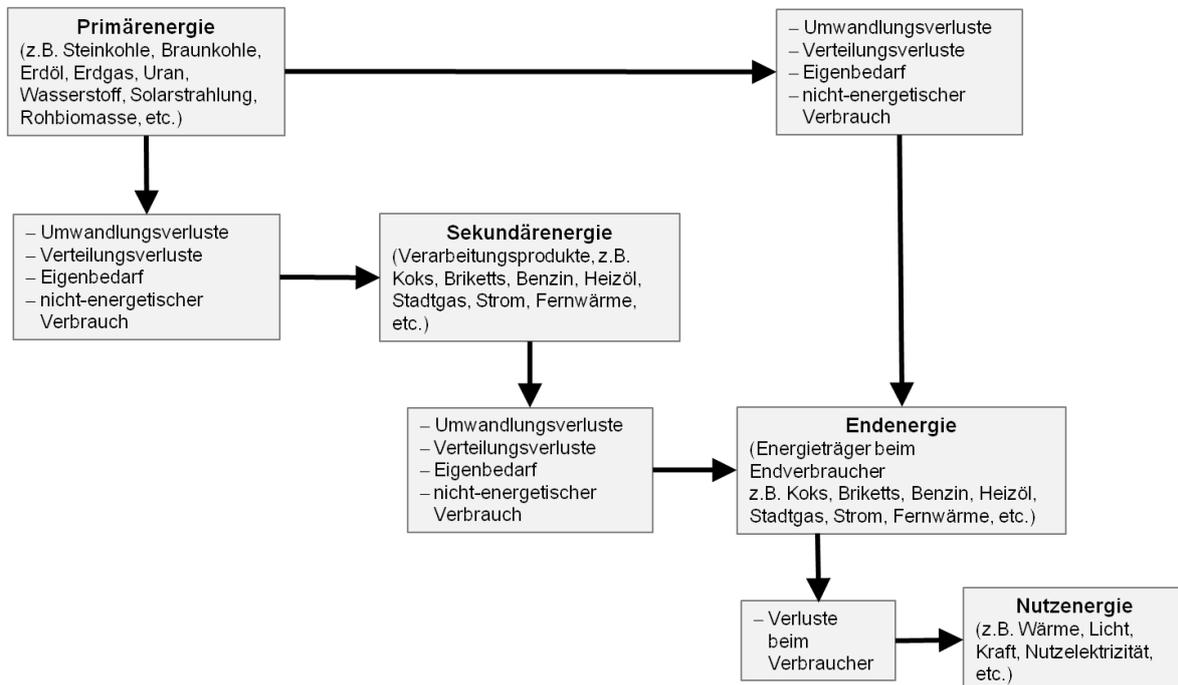
$E_e$  = Endenergie (Strom, Nutzwärme) [MJ]

KEA = kumulierter Energieaufwand [MJ]

Der kumulierte Energieaufwand ist in der VDI-Richtlinie 4600 definiert (VDI 1998). Er ist die Summe aller Primärenergien, die für ein Produkt oder eine Dienstleistung im Laufe des gesamten Lebenszyklus aufgewendet werden und setzt sich somit aus dem KEA für die Herstellung, dem KEA für die Nutzung und dem KEA für die Entsorgung des Produktes zusammen. Meist wird bei der Angabe des Gesamt-KEA noch aufgeführt, welcher Anteil der Primärenergien aus nichterneuerbaren Quellen, welcher aus erneuerbaren Quellen und welcher aus anderen Quellen stammt. Unter anderen Quellen werden energetisch genutzte Reststoffe verstanden, die streng genommen keine primären Ressourcen darstellen, die aber aufgrund ihrer weiteren Umwelteffekte gesondert aufgeführt werden (z.B. weil die Energieerzeugung aus Reststoffen hohe  $\text{NO}_x$ -Emissionen verursachen könnte). Der KEA ist prinzipiell ein grober Indikator für viele andere Umweltwirkungen wie beispielsweise den Treibhauseffekt. Ein Produkt, das einen hohen KEA aufweist, verbraucht viel Energie und verursacht deshalb z.B. auch große Mengen an Treibhausgasen. Stammt allerdings ein großer Teil der verbrauchten Energie aus erneuerbaren Energieträgern ist der KEA zwar hoch, die Emission von Treibhausgasen sind jedoch gering. Aus diesem Grund ist es sinnvoll, die drei Kategorien „nicht erneuerbar“, „erneuerbar“ und „andere“ getrennt aufzuführen (FRITSCH, ET AL. 1999). Neben dem KEA wurde ein weiterer Indikator - der kumulierten Energieverbrauch (KEV) - definiert. Anders als beim KEA werden im KEV die Energieanteile, die bei stofflich genutzten Energieträgern als Heizwert auftreten (z.B. Holz als Baustoff) nicht mit einbezogen, da diese noch für eine energetische Nutzung zur Verfügung stehen. Der KEV unterscheidet sich also vom KEA darin, dass er den erforderlichen energetischen Aufwand zur Bereitstellung benötigter Stoffe ohne ihren Heizwert umfasst (FRITSCH, ET AL. 2008) Der KEA wird meist mit Hilfe einer Prozesskettenanalyse berechnet. Dabei werden ausgehend vom Endprodukt alle Vor- und Zwischenstufen der Herstellung bis hin zur Rohstoffgewinnung auf ihre Energieaufwendungen hin untersucht. Dieser Vorgang ist sehr komplex und nicht immer können alle Schritte genau erfasst werden, so dass z.T. Schätzungen vorgenommen werden müssen. Wichtig ist, dass die sensitivsten bzw. einflussreichsten Energieaufwendungen möglichst genau erfasst werden. Für viele Produkte existieren bereits KEA-Werte, die in vorangegangenen Studien ermittelt wurden. Soll beispielsweise der KEA für den Bau eines Fermenters berechnet werden, kann auf existierende Daten zum spezifischen KEA von Beton oder Stahl zurückgegriffen werden. Diese Daten geben den Energieaufwand pro Einheit Beton oder Stahl z.B. in MJ/kg an. Die Durchführung solcher Berechnungen, die auf bereits vorhandenen Daten basieren, wird Materialbilanzanalyse genannt und ist eine vereinfachte Form der Prozesskettenanalyse.

Abbildung 4 gibt eine Übersicht über einige grundsätzliche Begriffe aus dem Bereich der Energiebilanzierung, die z.T. schon im vorherigen Abschnitt genannt wurden. Hier wird nochmals

deutlich, dass der KEA alle Energieaufwendungen, die für die Herstellung eines Produktes gebraucht werden, bis zu den entsprechenden Primärenergieträgern rückverfolgen und aufsummieren muss.



**Abbildung 4: Energiewandlungskette (KALTSCHMITT, ET AL. 2006)**

Ein weiterer Indikator, der im Rahmen einer Energiebilanz von Interesse sein kann, ist die energetische Amortisationszeit (vgl. Gleichung 2). Diese besagt, wie lange eine energieerzeugende Anlage benötigt, um die für die Erstellung der Anlage verbrauchte Energie ( $KEA_H$ ) durch die Produktion von Nutzenergie (Nettoenergie,  $E_{Netto}$ ) wieder zu kompensieren. Die Nettoenergieerzeugung wird dabei als Bruttoenergieerzeugung abzüglich des kumulierten Energieaufwandes für die Nutzung ( $KEA_N$ ) der Anlage verstanden. Der  $KEA_N$  setzt sich aus dem Energieaufwand für den Eigenenergieverbrauch, Reparaturen, Instandhaltung sowie aus den verbrauchten Betriebs- und Hilfsstoffen zusammen. Allerdings wird der KEA des verwendeten Brennstoffs (Heizwert) nicht mit eingerechnet (ÖKO-INSTITUT 2010).

#### Gleichung 2

$$AZ = \frac{KEA_H * L}{E_{netto}}$$

AZ: energetische Amortisationszeit [a]

$KEA_H$ : kumulierter Energieaufwand zur Herstellung der Anlage [MJ/a]

L: Lebensdauer der Anlage [a]

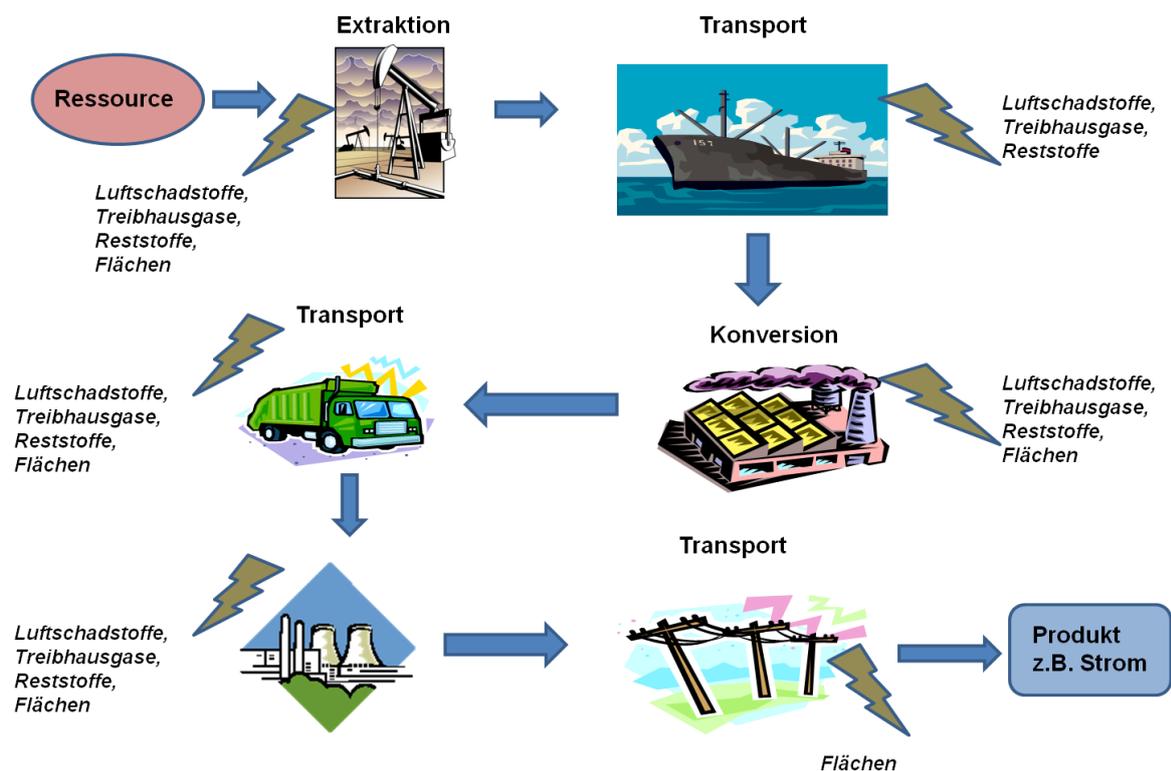
$E_{Netto}$ : Netto-Energieerzeugung [MJ/a]

### 2.5.1 Ökobilanz-Software

Die vom Ökoinstitut entwickelte Software GEMIS (**G**lobales **E**missions-**M**odell-**I**ntegrierter-**S**ysteme) enthält eine breit aufgestellte Datenbasis mit sämtlichen für Ökobilanzen relevanten Daten (ÖKO-INSTITUT 2008). Die Software steht als download unter [www.gemis.de](http://www.gemis.de) frei zur Verfügung. In der Version 4.5 gibt es für insgesamt 10.825 Prozesse Datengrundlagen zu Treibhausgasemissionen, KEA, KEV, Ressourcenverbrauch und sämtlichen anderen Emissionen (z.B. SO<sub>2</sub>-Äquivalenten). Zu den wichtigsten Prozesse, für die in GEMIS Datengrundlagen vorhanden sind, zählen:

- Die Bereitstellung von fossilen und erneuerbaren Energieträgern
- Die Erzeugung von Strom und Wärme mit Hilfe unterschiedlicher Technologien
- Die Bereitstellung von Stoffen (Baustoffe, Lebensmittel)
- Verkehrsdienstleistungen

Abbildung 5 verdeutlicht anhand des Beispiels Strom die Komplexität der GEMIS-Datengrundlagen. Die Abbildung zeigt die Prozesskettenanalyse für die Stromproduktion. Auf jeder Stufe der Prozesskette können Umweltwirkungen entstehen, die in den GEMIS-Datengrundlagen berücksichtigt werden. Neben dieser „Hauptkette“ werden auch die „Nebenkette“ berücksichtigt, denn die eingesetzten Hilfsmittel - wie z.B. der Diesel für die Transporte - verursachen in ihren Vorketten weitere Umweltwirkungen.



**Abbildung 5:** vereinfachte bildliche Darstellung einer Prozesskettenanalyse für Strom. Auf jeder Stufe der Prozesskette können Umweltwirkungen entstehen, verändert nach FRITSCH, ET AL. (2001).

Abgesehen von seiner Eignung als Datenquelle bietet GEMIS die Möglichkeit, Datengrundlagen zu modifizieren, so dass z.B. eigene Messwerte mitberücksichtigt werden können und die Ergebnisse somit besser an die eigenen Rahmenbedingungen angepasst werden. Neben der Software GEMIS, die

vor allem als Datengrundlage für ökobilanzielle Untersuchungen und Materialbilanzanalysen geeignet ist, gibt es bereits eine Auswahl an Software, mit Hilfe derer Ökobilanzen im Sinne von ISO 14040/44 durchgeführt werden können. Dazu zählt z.B. die Software UMBERTO, die vom Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH entwickelt worden ist oder die Software *GaBi*, die von der Firma PE International entwickelt und vertrieben wird. In der Schweiz wird häufig die *ecoinvent*-Datenbank in Kombination mit der Ökobilanzsoftware *SimaPro* verwendet.

### 2.5.2 Studien zur ökologischen Bewertung der Biogastechnologie

Zur ökologischen Bewertung von Biogasanlagen existieren bereits zahlreiche Studien. KOCH (2009) untersuchte im Rahmen seiner Dissertation vier verschiedene Biogasanlagentypen sowohl aus dem landwirtschaftlichen als auch aus dem abfallwirtschaftlichen Bereich nach der Ökobilanz- bzw. CML-Methodik (mit Hilfe der Software UMBERTO). Neben den Wirkungskategorien Treibhauseffekt und Energieaufwand (KEA) untersuchte er auch die Kategorie Versauerung. Er stellte fest, dass die abfallwirtschaftlichen Anlagen in allen drei Kategorien besser abschneiden als die landwirtschaftlichen Anlagen, da sie keine Vorkette zur Bereitstellung des Substrates aufweisen. Bei der Bereitstellung der Substrate (z.B. Mais) haben die Stickstoffdüngung und die mit der Stickstoffdüngung in Zusammenhang stehenden Lachgasemissionen einen großen Einfluss auf die Treibhausgasbilanz. Auf Anlagenebene spielen Methanemissionen aus dem Gärrestlager, der Grad der Wärmenutzung und die Verwertung der Gärreste (stofflich oder energetisch) eine große Rolle. Zu ähnlichen Einschätzungen kommen auch MAJER, ET AL. (2008) und PLOEHL, ET AL. (2009). Viele bisherige Studien betonen die positive Auswirkung der Güllevergärung auf die Treibhausgasbilanz (GÄRTNER, ET AL. 2008), (HISHINUMA, ET AL. 2008), (SCHOLWIN, ET AL. 2006). Dieser Effekt entsteht dadurch, dass Methanemissionen, die normalerweise bei der üblichen Güllelagerung entstehen, durch die Nutzung der Gülle als Gärsubstrat vermieden werden.

WIEGMANN, ET AL. (2008) berechneten mit Hilfe von GEMIS-Daten den kumulierten Energieverbrauch (KEV) verschiedener Optionen zur Bereitstellung von Strom und Treibstoff aus Biomasse (Strom oder Biotreibstoff aus Mais, Stroh oder Palmöl). Daraus geht hervor, dass der gesamte KEV vieler Biomasseoptionen höher ist als der KEV fossiler Erzeugung, allerdings ist der Anteil des KEV erneuerbar (Energiegehalte der Biomasse) bei allen Biomasseoptionen hoch und der Anteil des KEV nicht erneuerbar ist stets niedriger als bei der fossilen Stromerzeugung. Zu diesem Ergebnis kommen auch JURY, ET AL. (2010) beim Vergleich des KEA von Biomethan mit dem KEA von Erdgas. Ein weiterer Schwerpunkt der Studie von WIEGMANN, ET AL. (2008) war die Analyse des Einflusses von direkten und indirekten Landnutzungsänderungen auf die Treibhausgasbilanz. Vor allem im Fall von Palmöl können die Landnutzungsänderungen gravierende Auswirkungen auf die Treibhausgasbilanz haben, falls z.B. tropischer Regenwald für die Errichtung von Palmölplantagen abgeholzt wird. Damit die Auswirkungen direkter und indirekter Landnutzungsänderungen in Zukunft in die Bilanzen mit aufgenommen werden können, entwickelten FRITSCH, ET AL. (2008) Emissionsfaktoren für verschiedene Landnutzungsänderungsszenarien. Zudem beschäftigen sich HÜLSBERGEN, ET AL. (2008) intensiv mit den Humusbilanzen von Anbausystemen für nachwachsende Energieträger. Durch Landnutzungsänderungen oder durch Änderungen in der Bewirtschaftung etc. wird die Humusbilanz des Bodens verändert, was sich positiv (z.B. Humusmehrer in der Fruchtfolge) oder negativ (z.B. Grünlandumbruch) auf die Treibhausgasbilanz von biogenen Energieträgern auswirken kann. Mit Hilfe des Modells REPRO sollen solche Änderungen standortspezifisch erfasst werden. Auch SEARCHINGER, ET AL. (2008) betonen die Bedeutung von Landnutzungsänderungen in Bezug auf die maisbasierte Ethanolproduktion in den USA.

KÄGI, ET AL. (2007) erstellten mit Hilfe des Modells **SALCA** (**S**wiss **A**gricultural **L**ife **C**ycle **A**ssessment), das auf *ecoinvent* Daten beruht, Ökobilanzen für die Bereitstellung verschiedener Energiepflanzen. Die funktionelle Einheit dieser Bilanzen ist ein kg trockene Erntemasse, die ab „Hoftor“ bereit gestellt wird. In der Studie wurden vor allem die Unterschiede zwischen konventionellem und ökologischem Landbau in Bezug auf 10 verschiedene Wirkungskategorien hin untersucht. Bezogen auf die funktionelle Einheit kg Trockenmasse haben laut dieser Studie extensive Wiesen die geringsten Umweltwirkungen und zudem eine hohe Biodiversität. Allerdings wird im Vergleich zu intensiven Wiesen viermal mehr Fläche für den gleichen Ertrag benötigt.

JURY, ET AL. (2010) erstellten mit Hilfe der Software UMBERTO und der *ecoinvent*-Datengrundlagen eine umfassende Ökobilanz für die Monofermentation von Energiepflanzen und die Aufbereitung und Einspeisung des Biogases in ein Erdgasnetz. Im Gegensatz zu anderen Studien fanden sie heraus, dass Methanemissionen während der Fermentation und Aufbereitung nur geringe Auswirkungen auf die Treibhausgasbilanz haben (3 %). Den Haupteinfluss haben der Anbau der Energiepflanzen sowie die aus der Stickstoffdüngung resultierenden Lachgasemissionen (52 %). Generell schnitt Biomethan bezogen auf die Wirkungskategorie Treibhauseffekt jedoch stets besser ab als Erdgas. Des Weiteren verglichen sie die Auswirkungen von Erdgas und Biomethan mit Hilfe der Ecoindikator 99-Methode auf die Kategorien Ökosystemqualität, Ressourcenverbrauch, und menschliche Gesundheit. Biomethan schnitt in den Kategorien Ökosystemqualität und menschliche Gesundheit deutlich schlechter ab als Erdgas. Lediglich in der Kategorie Ressourcenverbrauch, die üblicherweise nur zu 20 % in die Endgewichtung eingeht, schnitt Biomethan besser ab als Erdgas. Das schlechte Abschneiden von Biomethan ist vor allem auf das hohe Versauerungs- und Eutrophierungspotential des Energiepflanzenanbaus zurückzuführen. Zudem wirkt sich der Flächenverbrauch negativ auf die Ökosystemqualität aus. Zusammenfassend beschrieben, reduziert Biomethan im Vergleich zu Erdgas die Wirkung auf den Treibhauseffekt um 10-20 %, schneidet allerdings bei der Punktbewertung nach der Ecoindikator 99-Methode 1,7 bis 2 mal schlechter ab als Erdgas. PERTL, ET AL. (2010) erstellten mit Hilfe der Software GaBi 4.0 (*ecoinvent* 2.0-Datenbasis) Treibhausgasbilanzen verschiedener Biogasszenarien. Neben den beiden unterschiedlichen Substrattypen Energiepflanzen und Bioabfall untersuchten sie vier verschiedene Aufbereitungstechnologien, darunter die neu entwickelte BABIU-Technik<sup>14</sup> (Bottom Ash for Biogas Upgrading), die die Alkalinität feinporiger Bettasche aus der Müllverbrennung nutzt, um CO<sub>2</sub> und H<sub>2</sub>S aus dem Biogas chemisch zu sorbieren (z.B. in Form von CaCO<sub>3</sub>). Diese Technik stellt somit eine CO<sub>2</sub>-Senke dar. Im Vergleich zum fossilen Referenzszenario (Erdgas im KWK-Prozess) konnten mit Hilfe der neuen Technologie bis zu 89 % der Treibhausgase eingespart werden. Allerdings fanden sie nur geringe Einsparpotentiale bei den anderen Szenarien. Generell schnitten die Bioabfall-Szenarien wiederum besser ab als die Energiepflanzen-Szenarien, die teilweise sogar höhere spezifische Treibhausgasemissionen aufwiesen als das Referenzszenario.

HARTMANN (2006) bewertete im Rahmen seiner Dissertation industriell skalierte Biogasanlagen der Größenordnung 1 MW mit Hilfe des Eco-Indikators 99. Zunächst untersuchte er die Umweltwirkungen des Anbaus verschiedener Energiepflanzen. Speziell gezüchteter Energiemais mit hohen Trockenmassenerträgen zeigte dabei insgesamt die geringsten Umweltwirkungen. Grassilage

---

<sup>14</sup> Existiert bisher nur im Labormaßstab

und Roggen-GPS schnitten aufgrund ihrer niedrigen Flächeneffizienz (niedriges Ertragsniveau) am schlechtesten ab. Wenn möglich sollten Bioabfälle in den Substratmix integriert werden, da diesen keine Anbauvorkette angerechnet werden muss. Auf Anlagenebene tragen Emissionen des Blockheizkraftwerkes und der Eigenstromverbrauch hauptsächlich zu den Umweltwirkungen bei. Die negativen Auswirkungen in der Kategorie Versauerung, die von den  $\text{NH}_3$ -Emissionen bei der Gärrestausrückführung verursacht werden, können durch entsprechende Applikationstechniken (Einarbeitung der Gärreste) weitgehend minimiert werden.

CHERUBINI, ET AL. (2009) untersuchten mit Hilfe von GEMIS Energie- und Treibhausgasbilanzen für verschiedene Bioenergiesysteme (Bioethanol, Biodiesel, Biogas, Holzhackschnitzel). Diese Systeme ersetzen verschiedene fossile Energieträger wie z.B. Diesel, Erdgas, Kohle oder Öl. Sie berechneten mögliche Spannweiten des KEV, der spezifischen Treibhausgasemissionen ( $[\text{kg CO}_{2\text{eq}}]$  pro funktioneller Einheit  $[\text{km, MJ}]$ ) und der Treibhausgaseinsparung. Die Spannweiten variieren erheblich, je nach eingesetzter Biomasse, Konversionstechnik, Systemgrenze oder Referenzsystem, das für die Berechnung der Treibhausgaseinsparung herangezogen wird. Sie empfehlen die Vermeidung von Landnutzungsänderungen, die sich negativ auf den Kohlenstoffvorrat auswirken. Zudem sollten Energiepflanzen mit hohen Biomasseerträgen und hoch effiziente Konversionstechnologien bevorzugt werden. Die Produktion von Wärme und Strom aus Biomasse ist stets effizienter als die Biokraftstoffproduktion.

Den Einsatz von Biomethan als Kraftstoff untersuchten DANIEL, ET AL. (2008). Sie stellten fest, dass Biomethan aus Mais im Vergleich zu anderen derzeit zur Verfügung stehenden biogenen Kraftstoffoptionen (z.B. Bioethanol aus Weizen, Biomethan aus Roggen GPS etc.) in Bezug auf die Klima- und Energiebilanz am besten abschneidet. Allerdings wurden Wirkungskategorien wie Versauerung oder Eutrophierung in dieser Studie nicht berücksichtigt.

BERGLUND, ET AL. (2006) bewerteten die Biogaserzeugung aus verschiedenen Substraten unter schwedischen Bedingungen. Dort wird Biogas häufig auf Erdgasqualität aufbereitet, um das gewonnene Biomethan als Kraftstoff zu nutzen. Sie nutzten den Quotient aus Energieinput und Energieoutput (Kehrwert des Erntefaktors) als Maß für die energetische Bewertung. Auch hier schnitt die Biogaserzeugung aus Abfällen - vor allem aus jenen mit einem hohen Lipidgehalt - besser ab als die Biogaserzeugung aus Energiepflanzen. Sie berechneten zudem die aus energetischer Sicht maximal mögliche Transportdistanz für verschiedene Substrate. Demnach kann Gülle bis zu 200 km und Schlachtabfälle können bis zu 700 km weit transportiert werden, ohne dass die Energiebilanz negativ wird. Den größten Einfluss auf die Gesamtenergiebilanz hat der Eigenenergieverbrauch der Anlage.

Die LFL (2006) untersuchte die Energie- und Treibhausgasbilanz einer 30 kW Pilotbiogasanlage zum Einsatz in Wasserschutzgebieten. Diese Anlage zeichnet sich durch drei verschiedene Fermentationsstufen aus, die in unterschiedlichen Behältern untergebracht sind. Die erste und dritte Stufe fahren im mesophilen Bereich, wohingegen die zweite Stufe im thermophilen Bereich arbeitet. Aufgrund der kleinen Skalierung erreichte diese Anlage lediglich einen Erntefaktor von 0,31. Die Verbrennung des fossilen Zündöls im BHKW und der Methanschluß trugen wesentlich zu den  $\text{CO}_2$ -Emissionen der Anlage bei.

## 2.6 Sensitivitäts- und Unsicherheitsanalyse

Allen Ökobilanzen gemeinsam sind die Unsicherheiten der Ergebnisse, denn nahezu alle Daten, die in die Ökobilanzen eingehen, sind mit mehr oder weniger großen Steuungen behaftet. Soll das Ergebnis einer Ökobilanz zur Entscheidungsfindung beitragen, sollte für den Entscheidungsträger transparent sein, wie groß die Unsicherheit bzw. Robustheit des Ergebnisses ist und welche Faktoren am meisten zur Unsicherheit beitragen.

Die Unsicherheit des Gesamtergebnisses einer Ökobilanz ergibt sich aus den Unsicherheiten der Eingangsdaten (empirische Parameter), den Unsicherheiten der Modellparameter und den Unsicherheiten der Modellstruktur (vgl. Abbildung 6).

Datenungenauigkeiten können aus verschiedenen Gründen entstehen. Dazu zählen beispielsweise:

- Messungenauigkeiten, wie etwa bei der Messung von CO<sub>2</sub>-Emissionen eines Prozesses.
- Verwenden von Schätzungen und Annahmen.

Weitere Fehler und Unsicherheiten entstehen dann, wenn aus Mangel an Alternativen Daten verwendet werden, die räumlich, zeitlich oder aus anderen Gründen nicht repräsentativ für das zu untersuchende System sind. Dies kann aus folgenden Gründen der Fall sein:

- Die Daten wurden in einem anderen Zeitraum erhoben und bilden damit einen anderen technischen Standard ab.
- Die Daten wurden in einem anderen geographischen Raum erhoben und passen nicht zu den gegebenen Rahmenbedingungen.
- Die Daten stehen für ein anderes Produktsystem, das nur bedingt Parallelen zum untersuchten System aufweist (z.B. im Fall von chemischen Produkten wie Pflanzenschutzmitteln (PSM). Stehen keine Daten für ein bestimmtes PSM zur Verfügung, werden Daten eines ähnlichen PSM eingesetzt).

Falls keine Daten für einen gesuchten Prozess bzw. ein gesuchtes Produkt zur Verfügung stehen, können ggf. modifizierte Daten eines ähnlichen Prozesses oder Produktes verwendet werden. Sollen die entsprechenden Daten selbst erhoben bzw. abgeschätzt werden, kann dies z.B. mit Hilfe der *“Economic Input-Output Life Cycle Assessment (EIO-LCA)-Methode”* geschehen. Dabei gehen die Preise der gesuchten Produkte und Prozesse als Input-Daten ein. Je höher der Preis, desto höher sind auch die Umweltwirkungen des Produktes oder Prozesses. Die Preise und die dazugehörigen Daten über Emissionen, Ressourcenverbrauch etc. unterscheiden sich je nach industriellem Sektor (HUIJBREGTS, ET AL. 2001), (HENDRICKSON, ET AL. 1998). Um die Unsicherheit der Eingangsdaten besser beurteilen bzw. darstellen zu können, hat WEIDEMA (1998) eine Qualitätsmatrix entwickelt, die mit Hilfe der 5 Indikatoren „Glaubwürdigkeit der Datenquelle“, „Vollständigkeit“, „zeitlicher Bezug“, „räumlicher Bezug“ und „technischer Bezug“ zeigt, wie gut die Daten zu den gegebenen Rahmenbedingungen passen. Die Skala zur Bewertung der Indikatoren reicht dabei von 1 (Daten passen hervorragend zu den gegebenen Rahmenbedingungen) bis 5 (Daten wurden unter ganz anderen Rahmenbedingungen erhoben). Ein Eingangsparameter, der auf verifizierten Daten beruht, die anhand einer ausreichenden Anzahl von Stichproben in dem zu untersuchenden Raum ermittelt wurden, deren Erhebung allerdings schon mehr als 10 Jahre zurück liegt und deshalb den technischen Fortschritt nicht abbildet, wird demnach mit den Werten ⟨1⟩, ⟨1⟩, ⟨4⟩, ⟨1⟩, ⟨4⟩ beurteilt.

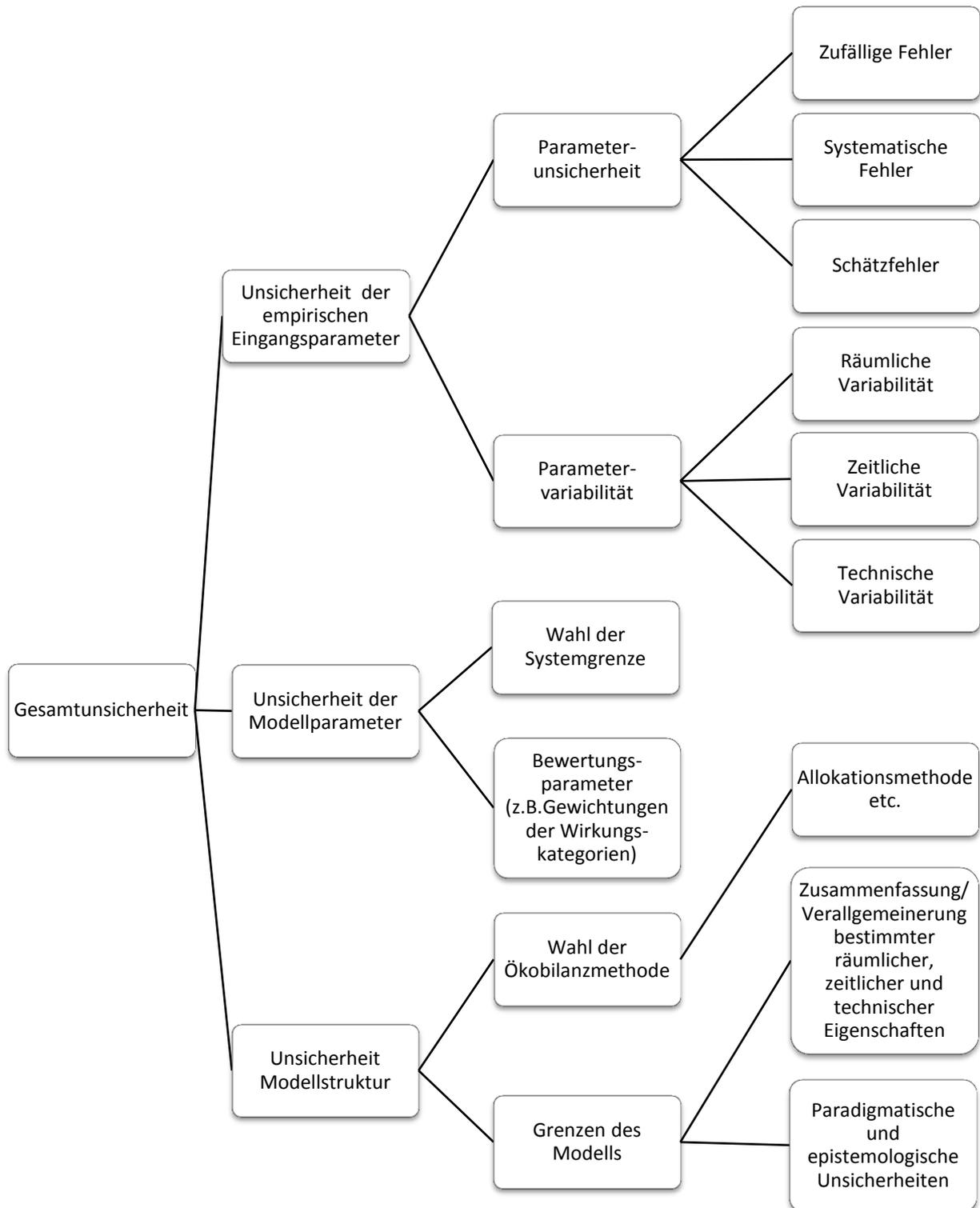


Abbildung 6: Überblick über die Unsicherheiten in einer Ökobilanz, vereinfacht nach NOTTEN, ET AL. (2004)

HUIJBREGTS, ET AL. (2001) schlagen vor, anhand dieser Matrix Unsicherheitsfaktoren abzuschätzen, mit deren Hilfe Fehler korrigiert werden könnten, die aufgrund von zeitlichen, räumlichen und technologischen Differenzen entstanden sind. Besteht beispielsweise aufgrund des technischen Fortschritts ein Trend hin zu niedrigeren Emissionen, könnten die Ausgangsdaten mit einem entsprechenden, empirisch abgeleiteten Faktor multipliziert werden und somit an die aktuellen Gegebenheiten angepasst werden.

Neben diesen Datenunsicherheiten tragen auch Modellunsicherheiten zur Gesamtunsicherheit des Ergebnisses bei. Dazu zählen zum einen die Unsicherheiten der Modellparameter und zum anderen die Unsicherheit in der Modellstruktur. Diese Unsicherheiten werden in der vorliegenden Arbeit weniger betrachtet, dennoch seien sie der Vollständigkeit halber genannt, da sie die Ergebnisse von Ökobilanzen stark beeinflussen können. Abbildung 6 enthält eine Übersicht über diese Modellunsicherheiten, die vor allem von getroffenen Modellannahmen und Modellentscheidungen verursacht werden. Paradigmatische Unsicherheit entsteht, wenn sich die „Weltanschauung“ in der Ökobilanz ändert. Während beispielsweise in den 80 er Jahren Versauerung (Waldsterben) eine große Rolle spielte, ist es heute eher der Klimawandel, der stärker gewichtet wird. Epistemologische Unsicherheiten entstehen aufgrund von neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen. Das Treibhausgaspotential von Methan wird z.B. seit 2007 mit dem Faktor 25 bewertet, wohingegen es in früheren Ökobilanzen mit dem Faktor 21 einging (IPCC 2007).

Bei der Modellierung pflanzen sich alle Unsicherheiten fort, so dass sie insgesamt in die folgenden drei Bereiche eingeteilt werden können (CIROTH 2006):

1. Unsicherheit im Dateninput (Dateninput ist weit gefasst und schließt Modellierungsentscheidungen (z.B. die Wahl der Systemgrenze) mit ein).
2. Fortpflanzung der Unsicherheit im Modell.
3. Unsicherheit im Ergebnis und in der Interpretation der Unsicherheit.

Die Unsicherheiten bzw. der Umgang mit Unsicherheiten in Ökobilanzen wurden in den letzten Jahren intensiv diskutiert. Die DIN EN ISO 14044 (2006) empfiehlt, Fehlerabschätzungen und Sensitivitätsanalysen bei Ökobilanzen durchzuführen, um Unsicherheit und Sensitivität der Wirkungsabschätzung besser zu verstehen. Die **Fehlerabschätzung** ist lt. DIN EN ISO 14044 (2006) ein Verfahren zur Bestimmung, wie sich Unsicherheiten bei den Daten und Annahmen in Berechnungen fortpflanzen und auf die Zuverlässigkeit der Ergebnisse der Wirkungsabschätzung auswirken. Die **Sensitivitätsanalyse** ist ein Verfahren zur Bestimmung, wie sich Veränderungen in den Daten und die Wahl der methodischen Vorgehensweise auf die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung auswirken.

Um eine Fehlerabschätzung durchführen zu können, sind demnach Angaben über die Unsicherheit in den Eingangsdaten erforderlich. Einige Datenquellen für Ökobilanzen - wie beispielsweise die ecoinvent-Datenbank - enthalten Angaben über die Unsicherheiten von Inputdaten in Form von Varianzen oder Mittelwerten der Lognormalverteilung<sup>15</sup> (FRISCHKNECHT, ET AL. 2005). Die GEMIS-Datenbank enthält qualitative Angaben zur Datenqualität.<sup>16</sup> Diese Beurteilung der Datenqualität entspricht dem Indikator „Glaubwürdigkeit der Datenquelle“ von WEIDEMA (1998).

In der Praxis ist es schwierig und zeitaufwändig, für alle Eingangsdaten einer Ökobilanz Unsicherheitsbereiche anzugeben. Dennoch ist es wichtig, die Unsicherheiten der einflussreichsten Eingangsparameter möglichst gut zu kennen, um die Unsicherheit des Gesamtergebnisses besser abschätzen zu können. HUIJBREGTS, ET AL. (2001) schlagen deshalb vor, zunächst mit Hilfe einer Sensitivitätsanalyse die einflussreichsten Parameter zu identifizieren. Dabei werden alle

---

<sup>15</sup> Die Lognormal-Verteilung ist gut geeignet für die Charakterisierung vieler Sachbilanz-Inputdaten, denn sie kann im Gegensatz zur Normalverteilung nicht negativ werden. Es gibt schließlich keine negativen Emissionen bei Prozessen.

<sup>16</sup> Die Skala reicht von „sehr guter“ Datenqualität (validierte Daten) bis hin zur „groben Schätzung“

Eingangsparameter einzeln um ein bestimmtes Maß (z.B. 10 %) variiert und anschließend wird untersucht, wie sich die Veränderung auf das Gesamtergebnis auswirkt. Für die einflussreichsten Parameter, d.h. die Parameter, die das Ergebnis am stärksten verändern, sollten anschließend genaue Unsicherheitsverteilungen in Form von Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen ermittelt werden. Dies kann etwa über intensive Literaturrecherchen, Expertenwissen oder sogar über eigene Messungen geschehen. Ein ähnliches Vorgehen empfehlen auch WEIDEMA, ET AL. (2003) und NOTTEN, ET AL. (2004).

Sind die Unsicherheitsverteilungen der (wichtigsten) Eingangsparameter bekannt, kann die Unsicherheitsverteilung des Gesamtergebnisses der Ökobilanz mit Hilfe einer Monte-Carlo-Simulation berechnet werden. Dies ist eine Methode zur Fehlerfortpflanzungsrechnung, bei der die Unsicherheit des Ergebnisses mit Hilfe stochastischer Simulationen ermittelt wird. Zunächst werden die Eingangsparameter der Ökobilanz unter Berücksichtigung ihrer jeweiligen Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion zufällig variiert. Die Ökobilanz wird mit dem so entstandenen Parametersatz durchgerechnet und das Ergebnis wird gespeichert. Wird dieser Schritt oft genug wiederholt, resultiert daraus eine Wahrscheinlichkeitsverteilung für das Ergebnis (CIROTH 2006). Es gibt verschiedene Methoden, einen Wert aus der Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion eines Eingangsparameters zu ziehen. Eine davon ist das sogenannte „*Latin Hypercube Sampling*“. Dabei wird der Wertebereich der Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion in Intervalle unterteilt, aus denen zufällig Werte „gezogen“ werden. Die Anzahl der Intervalle entspricht dabei der Anzahl der Iterationen, wobei die Wahrscheinlichkeit gezogen zu werden, für alle Intervalle gleich hoch ist. Durch diese Prozedur wird eine gleichmäßigere Verteilung der Ergebnisse erreicht, so dass sich die Zahl der erforderlichen Iterationen reduziert (SIMLAB 2.2, 2004), (CIROTH, 2006), (HEIJUNGS, ET AL., 1992). HUIJBREGTS, ET AL. (2001) empfehlen ca. 10.000 Iterationen durchzuführen, um eine repräsentative Unsicherheitsverteilung der Outputvariabel zu erhalten. Zu beachten ist, dass Korrelationen zwischen Parametern mitberücksichtigt werden, da ansonsten unsinnige Parameterkombinationen entstehen, die zur Überschätzung der Ergebnisunsicherheiten führen (CIROTH 2006).

Eine einfachere Variante, Unsicherheiten der Ergebnisse von Ökobilanzen darzustellen, ist die Berechnung von verschiedenen Szenarien. Üblich sind z.B. best case- und worst case-Szenarien, bei denen alle oder ausgewählte Eingangsparameter auf ihren maximalen bzw. minimalen Wert gesetzt werden. Dadurch kann die mögliche Spannweite des Ergebnisses beschrieben werden. Allerdings sind dann noch keine Aussagen zur Wahrscheinlichkeitsverteilung des Ergebnisses möglich. Des Weiteren können Szenarien berechnet werden, bei denen die Eingangsparameter auf ihren wahrscheinlichsten Wert gesetzt werden bzw. bei denen die Parameterkombinationen die typischsten Fälle widerspiegeln. NOTTEN, ET AL. (2004) betonen, dass auch die Modellunsicherheiten (z.B. die Wahl der Allokationsmethode) analysiert werden sollten. Unter Allokation versteht die DIN EN ISO 14044 (2006) die Zuordnung der Input- oder Outputflüsse eines Prozesses oder eines Produktsystems zum untersuchten Produktsystem und zu einem oder mehreren anderen Produktsystemen. Beispielsweise kann ein Kraftwerk sowohl Strom als auch Wärme produzieren. Die Energieaufwendungen aus der Vorkette dieses Prozesses müssen demnach auf die beiden Produkte Strom und Wärme aufgeteilt werden. Dies kann auf verschiedene Art und Weise geschehen (energetische Allokation über die erzeugte Energie, ökonomische Allokation über die Preise, etc.). Die Auswirkungen der jeweiligen Allokationsmethode sollten mit Hilfe entsprechender Szenarienrechnungen dargestellt werden.

Mittlerweile stehen geeignete Softwarelösungen zur Verfügung, die die Durchführung von Monte-Carlo-Simulationen ermöglichen. Dazu zählt beispielweise die Software SimLab, mit deren Hilfe Parametersätze generiert und durch Eingabe interner Modelle Wahrscheinlichkeitsverteilungen von

Ergebnissen berechnet werden können. Zudem bieten einige der derzeit auf dem Markt erhältlichen Programme zur Erstellung von Ökobilanzen, z.B. SimaPro, Umberto und Gabi, die Möglichkeit Monte-Carlo-Simulation durchzuführen, wenn auch in unterschiedlicher Qualität. Allen Anbietern ist gemeinsam, dass verschiedene Verteilfunktionen zur Abbildung der Eingangsgrößen zur Verfügung stehen. Jedoch muss die Unsicherheit und die Art der Verteilfunktion für die einzelnen Größen vom Benutzer vorgegeben werden (FECK 2007).

Sensitivitäts- und Unsicherheitsanalysen wurden zwar schon in vielen Ökobilanzstudien durchgeführt, allerdings gibt es erst wenige Untersuchungen im Bereich der Energieerzeugung aus Biomasse. YU, ET AL. (2009) untersuchten mit Hilfe von Monte-Carlo-Simulationen die Unsicherheitsverteilung des KEA bzw. des Erntefaktors für die Herstellung von Ethanol aus den drei verschiedenen Energiepflanzen Mais (aus Nord-Ost-China), Weizen (aus Zentral-China) und Manniok (aus Süd-West-China). Da keine genaueren Angaben über die Verteilung der Eingangsparameter vorlagen, verwendeten sie trianguläre Verteilungen, da dafür nur die Angabe von Minimum, Maximum und Modalwert (häufigster, wahrscheinlichster Wert) bekannt sein muss. Der Modalwert wurde auf Basis von Expertenwissen abgeschätzt. Sie führten die Iteration der Monte-Carlo-Simulation so lange aus, bis sich die Verteilung des Ergebnisses kaum noch änderte, so dass die Mittelwerte der Ergebnisse abgeleitet werden konnten. Zudem wurden die Auswirkungen verschiedener Allokationsmethoden für die Ko-Produkte der Kraftstoffherstellung untersucht.

DORNBURG, ET AL. (2005) untersuchten mittels Monte-Carlo-Simulationen die Häufigkeitsverteilungen der Produktionskosten und der flächenbezogenen Treibhausgasemissionen verschiedener Energiepflanzen (Weizen, Hanf und Pappel), die entweder vollständig oder nur in Teilen energetisch genutzt wurden. Den Eingangsparametern der Ökobilanzen wurden hier ebenfalls trianguläre Verteilungen zugeordnet. Die Ergebnisse zeigten dabei große Spannweiten, die im Falle der Treibhausgasemissionen vor allem vom Ertrag der Pflanzen, dem energetisch verwerteten Anteil und der Art der Ko-Produkte abhängig waren. RAUH, ET AL. (2007) untersuchten mittels Monte-Carlo-Simulationen das unternehmerische Risiko des Betriebs einer Biogasanlage. Sie verwendeten ebenfalls trianguläre Verteilungen für die Inputparameter dieser Risikoabschätzung. Das Ergebnis der Simulation zeigte eine weite Bandbreite des möglichen Gewinns. Eine anschließende Sensitivitätsanalyse verdeutlichte, dass der TM-Gehalt des Maises den größten Einfluss auf das Ergebnis hat. Auch die Unsicherheit einzelner Input-Parameter, wie etwa die durch Stickstoffdüngung verursachten Lachgas-Emissionen wurden bereits mittels Monte-Carlo-Simulationen untersucht (MILLER, ET AL. 2006).

### 3 Ökobilanzielle Bewertung der Biogasanlage in Darmstadt-Wixhausen

#### 3.1 Einleitung

In diesem Kapitel wird mit Hilfe ökobilanzieller Methoden die Energie- und Treibhausgasbilanz der NaWaRo-Biogasanlage der HSE in Darmstadt-Wixhausen aufgestellt. In Anlehnung an Kapitel 2.1 werden in Tabelle 8 zunächst die wichtigsten baulich-technischen Eigenschaften der Anlage zusammengefasst.

Tabelle 8: Zusammenfassende Typisierung der untersuchten Biogasanlage

Parameter/Komponente	Typ/Eigenschaften
Fahrsilo	Bruttovolumen: 14.994 m <sup>3</sup> , Sickersaftscht
Feststoffdosierer	Dosierschneckensystem, 54 m <sup>3</sup> , Beschickung mehrmals täglich, Menge: 27 t Maissilage/Tag
Betriebsweise	Nassfermentation
Reaktorsystem	stehend
Anzahl der Prozessstufen	2
Prozesstemperatur	mesophil (40°C)
Reaktorvolumen gesamt	5.287 m <sup>3</sup>
Installierte el. Leistung	ca. 515 kW
Rührsystem	Tauchmotorrührwerke
Gasspeicherung (gesamt)	Doppelmembran-Tragluftdach (1.520 m <sup>3</sup> ) + Gärrestlager (2.562 m <sup>3</sup> )
Gärrestlager	5.158 m <sup>3</sup> , noch nicht abgedeckt
Gasverwertung	Gas-Otto-BHKW (37,5 % el. Wirkungsgrad)
Gasaufbereitung	Druckwasserwäsche
jährlicher NaWaRo-Input	11.000 t Silomais
jährlicher Wirtschaftsdünger-Input	600 t Schweinegülle
jährliche Anbaufläche	200 ha

Die Anlage wird zu ca. 95 % mit Maissilage gefahren. Für den Maisanbau werden pro Jahr etwa 200 ha Ackerland benötigt. Die Felder befinden sich innerhalb eines Radius von ca. 10-12 km von der Anlage entfernt. Neben Mais wird die Anlage einmal wöchentlich mit Schweinegülle beschickt. Das produzierte Biogas wird mittels Druckwasserwäsche aufbereitet, in ein Erdgasnetz eingespeist und in einem BHKW, das sich in einem Wohngebiet befindet, verstromt. Die anfallende Wärme wird dort über das gesamte Jahr zu 100 % genutzt. Um diese Anlage hinsichtlich ihrer Energie- und Treibhausgasbilanz bewerten zu können, wurde zunächst die in Abbildung 7 dargestellte Systemgrenze festgelegt. Der Übersichtlichkeit halber wurden die Feld- und Anlagenebene separat dargestellt. Auf der Feldebene wurde berücksichtigt, dass für den Maisanbau Diesel, Düngemittel, Pflanzenschutzmittel (PSM), Saatgut und Maschinen benötigt werden. Zudem verursacht die Ausbringung mineralischer und organischer Stickstoffdüngemittel Lachgasemissionen. Ein weiterer Faktor, der auf Feldebene prinzipiell eine Rolle spielt, ist der Grünlandumbruch. Für die hier untersuchte Anlage wurde allerdings kein Grünland umgebrochen, so dass dieser Faktor, ebenso wie der Faktor indirekte Landnutzungsänderungen unberücksichtigt blieb. Auf Anlagenebene wurden die Baustoffe, der Eigenstromverbrauch, der Eigenwärmeverbrauch sowie die Silageverluste berücksichtigt. Zudem kommt es während des Betriebes der Anlage zu Methanschlupf und damit zu

Treibhausgasemissionen und Energieverlusten. Methan kann diffus über die Tragluftdächer oder an Schnittstellen wie z.B. zwischen Fermenter und Feststoffdosierer entweichen. Kommt es zu Engpässen bei der Methanspeicherung, muss Methan über die Notfackel verbrannt werden, was ebenfalls zu Methan- und damit zu Energieverlusten führt. Außerdem entweichen gewisse Mengen an Methan über das Gärrestlager, wenn dieses nicht gasdicht abgedeckt ist. Aufgrund der Vergärung von Schweinegülle werden der Anlage noch die Methanemissionen gutgeschrieben, die ansonsten in der Güllevorkette bei der Güllelagerung entstehen würden.

Nicht berücksichtigt in dieser Bilanz sind die Energieaufwendungen (KEA) für die Entsorgung der Anlagenteile nach einer angenommenen Lebensdauer von 20 Jahren. Sehr wahrscheinlich wird der größte Teil der Baustoffe recycelt, so dass Gutschriften für die Anlage entstehen, da durch das Recycling z.B. im Fall von Stahl ein großer Teil der Stahlvorkette ersetzt wird. Der Anteil bzw. die Gutschriften des  $KEA_{\text{Entsorgung}}$  sind - bezogen auf die Gesamtbilanz - allerdings vernachlässigbar. Laut LfL (2006) macht der  $KEA_{\text{Entsorgung}}$  nur 1,2 % des Gesamt-KEA aus. Zudem wurden die Kraftstoffverbräuche der Baumaschinen, die für die Errichtung der Anlage eingesetzt wurden, nicht berücksichtigt.

Der Bilanzzeitraum beträgt in dieser Studie ein Jahr, denn Anbau und Ernte der Energiepflanzen werden jährlich neu durchgeführt, so dass dieser Zeitraum gut geeignet ist, um sich einen Eindruck von den ökologischen Auswirkungen der Anlage zu verschaffen. Alle Stoff- und Energieflüsse, die nicht dem jährlichen Rhythmus folgen, werden entsprechend umgerechnet. Dazu zählen die Baustoffe, die nur einmal für die Lebensdauer von 20 Jahren hergestellt werden müssen und der Stahl, aus dem die Maschinen für die Außenwirtschaft gefertigt sind. Die Lebensdauer des Blockheizkraftwerkes und anderer technischer Anlagenteile wie z.B. der Rührwerke ist oftmals geringer als 20 Jahre. Diese Tatsache blieb hier allerdings unberücksichtigt, denn die Herstellung und der Einbau von Ersatzteilen haben kaum Auswirkungen auf die Gesamtbilanz der Anlage (LfL 2006). Vernachlässigt wurde zudem die Odorierung des eingespeisten Biomethans, da die für die Odorierung benötigten Gasmengen nur sehr gering sind<sup>17</sup>.

In den nachfolgenden Abschnitten wird die Sachbilanz zur Berechnung der kumulierten Energieaufwendungen (KEA) sowie zur Berechnung der Treibhausgasemissionen aller innerhalb der Systemgrenze dargestellten Positionen aufgezeigt.

---

<sup>17</sup> Odoriermittelkonzentrationen betragen ca. 12-25 mg/m<sup>3</sup> (ppm-Bereich) (PATENTDE 2007), d.h. für das in der Anlage produzierte Biomethan werden etwa 20 kg Odoriermittel benötigt

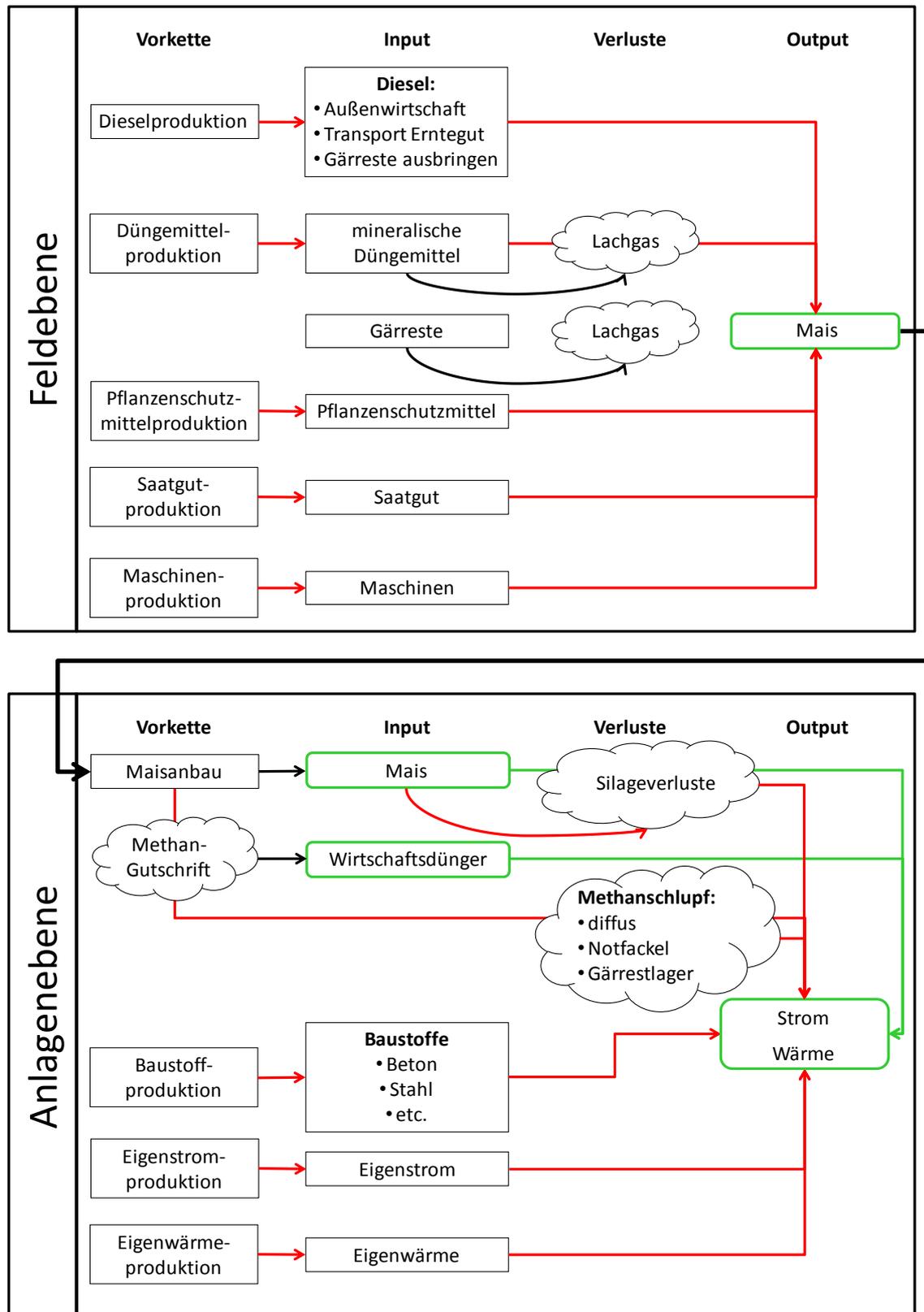


Abbildung 7: Systemgrenze zur Berechnung der Energie- und Treibhausgasbilanz der Biogasanlage: Die roten Pfeile symbolisieren energieverbrauchende Prozesse (Energieinputs) bzw. Energieverluste, die grünen Pfeile symbolisieren die energieliefernden Prozesse (Energieoutputs). Bei der Treibhausgasbilanz werden neben den THG-Emissionen, die die Energieinputs verursachen, auch die Lachgasemissionen und die Emissionen durch Methanschlupf berücksichtigt. Zudem werden die vermiedenen Emissionen aufgrund der Vergärung von Wirtschaftsdünger gutgeschrieben.

## 3.2 Erstellung der Sachbilanz auf Feldebene

Zunächst werden die kumulierten Energieaufwendungen (KEA) sowie die Treibhausgasemissionen auf Feldebene berechnet. Obwohl die Berechnungen zunächst nur für die hier untersuchte Anlage gelten, werden alle Gleichungen so aufgestellt, dass sie auch auf andere Anlagen, die neben Mais noch andere Substrate einsetzen, übertragbar sind.

### 3.2.1 Berechnung der Dieserverbräuche

Auf Feldebene wurde nach einer Methode gesucht, mit Hilfe derer die Dieserverbräuche in Abhängigkeit des Ertrages, der Schlaggröße, der Hof-Feld- sowie der Anlagen-Feld-Entfernung abgeschätzt werden konnte. Außerdem sollte die Methode die unterschiedlichen Bearbeitungsschritte bzw. -intensitäten der einzelnen, für die Biogaserzeugung relevanten Kulturen mitberücksichtigen. Die ausführlichste Datengrundlage zur Berechnung von Dieserverbräuchen bietet derzeit das Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL). Auf ihrer Website ([www.ktbl.de](http://www.ktbl.de)) stellen sie ein breites Spektrum an Kalkulationsdaten zur Verfügung, darunter den „Kostenrechner Energiepflanzen“, der u.a. die typischsten Anbauverfahren für Energiepflanzen in Deutschland aufzeigt, und den „Dieselbedarfsrechner“, mit dessen Hilfe Dieserverbräuche einzelner Arbeitsschritte kalkuliert werden können. Das KTBL berechnet die Dieserverbräuche der einzelnen Arbeitsschritte (pflügen, sähen etc.) unter Berücksichtigung folgender Aspekte:

- Schlaggröße
- Hof-Feld-Entfernung
- Mechanisierungsstufe (Motorleistung, Arbeitsbreite)
- Bodenbearbeitungswiderstand
- Durchsatz
- Arbeits- und Transportgeschwindigkeit

Für jeden Arbeitsschritt wird zudem in Abhängigkeit der Schlaggröße und der Hof-Feld-Entfernung ein Zeitmodell aufgestellt. Die Gesamtarbeitszeit für einen Arbeitsschritt untergliedert sich in die folgenden Bereiche:

Gesamtzeit			
Ausführungszeit und Wartezeit			Rüst- und Wegzeit
Ausführungszeit		Wartezeit	
Grundzeit		Verlustzeit	
Hauptzeit	Nebenzeit		
	Wenden	Versorgen	

Abbildung 8: Übersicht über das Zeitenmodell des KTBL, verändert nach: (KTBL 2008)

Die Hauptzeit beinhaltet den Zeitanteil, der für die Geradeausfahrt auf dem Hauptbeet benötigt wird. Hinzu kommen noch die Zeiten für das Wenden, für Versorgungsprozesse (z.B. Lade- und Entladezeiten), Verlustzeiten durch Pausen oder Störungen, Wartezeiten (z.B. am Feldrand beim Warten auf den nächsten Einsatz), Rüstzeiten am Hof und die Wegezeiten für die Strecke zwischen Hof und Feld. Je kleiner der Schlag ist und je weiter er vom Hof entfernt ist, desto größer wird der Zeitaufwand für das Wenden und für die Wegezeiten. Diese Zeiten werden bei der Berechnung der Motorauslastung des Schleppers für einen bestimmten Arbeitsschritt berücksichtigt. Pflügen erfordert beispielsweise eine höhere Motorauslastung als das Fahren zwischen Hof und Feld auf ebener Straße und verbraucht dementsprechend mehr Diesel. Für jeden Arbeitsschritt bzw. Nebenprozess (pflügen, Fahren auf ebener Straße, Warten mit laufendem Motor) wurden deshalb Formeln entwickelt, die den entsprechenden Leistungsbedarf des Motors berechnen. Der für das Pflügen eines 1 ha großen Feldes benötigte Dieselbedarf setzt sich demnach aus dem Dieselbedarf für die Fahrtzeiten, für die Wartezeiten, für das eigentliche Pflügen und für die Wendezeiten zusammen. Bei Transportprozessen zur Erntezeit ist zudem berücksichtigt, dass die Anhänger bei den Fahrten zum Feld leer und auf dem Rückweg voll sind.

Der „Kostenrechner Energiepflanzen“ enthält zwar bereits Angaben über die Dieserverbräuche der einzelnen Arbeitsschritte (Pflügen, Säen, etc.), jedoch gelten diese jeweils nur für die gewählten Rahmenbedingungen bzgl. Ertragsniveau, Schlaggröße und Anbausystem (ökologisch, konventionell, wendend oder nicht wendend). Ziel war es deshalb, mit Hilfe dieser KTBL-Datengrundlagen Funktionen abzuleiten, die die Dieserverbräuche von Außenwirtschaftsverfahren dynamisch berechnen können. Dazu wurde dem „Kostenrechner Energiepflanzen“ zunächst für jede der relevanten Kulturen (Silomais, Winterroggen, Winterweizen, Zuckerrübe und Dauergrünland) das Außenwirtschaftsverfahren für die Schlaggröße von 20 ha entnommen. Obwohl die Schlaggrößen im Untersuchungsgebiet Südhessen wesentlich kleiner sind als 20 ha (die durchschnittliche Schlaggröße in Hessen beträgt 1,22 ha), wurde mit dieser Mechanisierung kalkuliert, da die Mechanisierung, die das KTBL für die kleineren Schläge vorgesehen hat, nicht mehr den Stand der Technik eines Betriebes widerspiegeln, der in eine Biogasanlage investiert. Die ausgewählten Außenwirtschaftsverfahren sind im Anhang 1-5 detailliert dargestellt.

Um eine gute Datengrundlage zur Ableitung von geeigneten Funktionen aufzubauen, wurde jeder einzelne Arbeitsschritt eines Außenwirtschaftsverfahrens (z.B. Pflügen, Säen etc.) 42-mal variiert (vgl. Anhang 6). Jede Variante besteht aus einer Kombination von Rahmenbedingungen (z.B.: Ertrag: hoch, Hof-Feld-Entfernung: 2 km, Schlaggröße: 1 ha). Die Dieserverbräuche der Arbeitsschritte wurden für jede einzelne Variante dem „Dieselbedarfsrechner“ des KTBL entnommen. Anschließend wurden die Dieserverbräuche aller Arbeitsschritte einer Variante addiert und bildeten damit einen Datenpunkt zur Ableitung der Schätzfunktion. Tabelle 9 zeigt einen Auszug aus den 42 generierten Datenpunkten. Der Dieserverbrauch für das Außenwirtschaftsverfahren „Silomaisanbau“ beträgt lt. KTBL für die erste Variante 107,1 l/ha. In diesem Wert enthalten sind die Dieserverbräuche aller Arbeitsschritte bis auf die Dieserverbräuche für den Transport des Ernteguts sowie die Dieserverbräuche für das Ausbringen der Gärreste. Dies hat den Hintergrund, dass eine Biogasanlage oftmals von mehreren Landwirten mit Substrat versorgt wird. Die Hof-Feld-Entfernung entspricht demnach nicht immer der Anlagen-Feld-Entfernung, denn die Anlage kann sich auch auf dem Betriebsgelände eines anderen Hofes befinden. Für die Transporte des Ernteguts und das Ausbringen der Gärreste wurden deshalb gesonderte Funktionen abgeleitet, so dass die Entfernungen flexibel eingesetzt werden können. Für alle anderen Arbeitsschritte wurde hingegen angenommen, dass die Bearbeitung immer vom Hof des jeweiligen Landwirts ausgeht.

**Tabelle 9: Auszug aus den Datengrundlagen zur Ableitung einer Schätzfunktion für den Dieserverbrauch am Beispiel Silomais**

Kombination	Schlaggröße [ha]	Ertrag [t FM/ha]	Hof-Feld-Entfernung [km]	Dieserverbrauch [l/ha]
1	1	60	1	107,1
2	1	60	2	108,0
3	1	60	4	109,2
4	1	60	10	113,2
5	1	50	1	100,1
6	1	50	2	100,8
7	1	50	4	102,1
8	1	50	10	106,0
9	1	40	1	92,8
10	1	40	2	93,6
11	1	40	4	94,9
12	1	40	10	98,5
13	2	60	1	99,7
14	2	60	2	100,1
...	...	...	...	...

Mit Hilfe des Statistikprogramms SPSS 17.0 wurden anhand dieser 42 Varianten Funktionen abgeleitet. Die folgende multiple nicht-lineare Regression gibt den Dieserverbrauch für die Außenwirtschaftsverfahren wieder:

**Gleichung 3**

$$D^{18} = c1' * E * M + c2' * M + c3' * \frac{1}{a} + c4'$$

D: Dieserverbrauch [l/ha]

$c1'-c4'$ : geschätzte Koeffizienten (unter Angabe der Schlaglänge  $a$ )

E: Entfernung Hof-Feld [km] ( $\neq 0$ )

M: Menge der ertragsabhängigen Güter (Düngemittel, Erntemengen) [t/ha] ( $\neq 0$ )

$a$ : Länge des Schlages [m] ( $\neq 0$ )

**Erklärung zu Gleichung 3:**

Der Dieserverbrauch der einzelnen Arbeitsschritte unterteilt sich nochmals in den Dieserverbrauch für die Fahrten zwischen Hof und Feld und den Fahrten auf dem Feld selbst. Die Fahrten zwischen Hof und Feld sind unabhängig von der Schlaggröße, jedoch abhängig von der Entfernung und von den ertragsabhängigen Gütern wie z.B. Düngemitteln und Erntegütern. Der erste Teil des Terms ( $c1' * E * M$ ) schätzt dabei den Dieserverbrauch für Fahren zwischen Hof und Feld, wohingegen der zweite Teil ( $c2' * M$ ) die Dieserverbräuche für Be- und Entladevorgänge berechnet, die nur von der Menge abhängig sind.

Die Fahrten auf dem Feld sind abhängig von der Schlaggröße, sprich von der gesamten Fläche des Feldes ( $c4' * A$ ). Allerdings sind die Wendemanöver auf dem Feld, bei denen natürlich auch Diesel verbraucht wird, nur abhängig von der Breite des Feldes. Das KTBL impliziert ein Längen-Breiten-Verhältnis von 2:1 in seinen Daten. Hat ein Feld also die Länge  $a$ , beträgt dessen Breite  $a/2$ . Der Dieserverbrauch der Wendemanöver ergibt sich demnach aus ( $c3' * \frac{a}{2}$ ). Die folgenden Gleichungen verdeutlichen dies nochmals:

**Gleichung 4: Dieserverbrauch pro Schlag**

$$c3' * \frac{a}{2} + c4' * A$$

**Gleichung 5: Dieserverbrauch pro ha**

$$\frac{c3' * \frac{a}{2}}{A^{\#}} + \frac{c4' * A}{A^{\#}}$$

$$^{\#} A = a * a/2$$

---

<sup>18</sup> Die Gleichung gilt nur für E, M und  $a \neq 0$ .

**Gleichung 6: Gekürzt, Dieserverbrauch pro ha**

$$c3' * \frac{1}{a} + c4'$$

Allerdings ist es für den Gebrauch der Funktionen einfacher, wenn lediglich die Schlaggröße eingesetzt werden muss und nicht die Länge bzw. Breite des Schlages, die zunächst noch berechnet werden müsste. Deshalb wurden die Koeffizienten  $c1-c4$  (im Gegensatz zu  $c1'$  bis  $c4'$ ) unter Angabe der Schlaggröße abgeleitet, was theoretisch eine quadratische Schlagform voraussetzt. Die mit Hilfe von  $c1-c4$  geschätzten Dieserverbräuche stimmen jedoch nach wie vor mit den KTBL-Daten überein. Geht die Länge oder die Breite des Schlages in die Schätzung ein, verändern sich lediglich die Koeffizienten ( $c1' - c4'$  anstatt  $c1 - c4$ ), der geschätzte Dieserverbrauch ( $D$ ) bleibt jedoch gleich, egal ob die Funktion mit der Schlaggröße oder der Schlagbreite abgeleitet wird. Werden  $c1 - c4$  mit Hilfe der Schlaggröße abgeleitet, ergibt sich folgende Funktion:

**Gleichung 7**

$$D^{19} = c1 * E * M + c2 * M + c3 * \left(\frac{1}{\sqrt{A}}\right) + c4$$

D: Dieserverbrauch [l/ha]

$c1-c4$ : geschätzte Koeffizienten (unter Angabe der Schlaggröße)

E: Entfernung Hof-Feld [km] ( $\neq 0$ )

M: Menge der ertragsabhängigen Güter (Düngemittel, Erntemengen) [t/ha] ( $\neq 0$ )

A: Schlaggröße [ha] ( $\neq 0$ )

Für jede relevante Kultur wurden auf diese Art und Weise Funktionen abgeleitet, mit deren Hilfe der Diesel- und damit der Energieverbrauch abgeschätzt werden kann.

**Grenzen der Schätzfunktion:**

- Die Gleichungen sollten nur für den Wertebereich eingesetzt werden, der auch durch die Datengrundlage repräsentiert bzw. abgedeckt wird (vgl. Anhang 6).
- Nicht in den Kalkulationen mitberücksichtigt wird die Abhängigkeit des Energieverbrauchs von der Schlagform, da die Datengrundlage ein Längen-Breitenverhältnis von 2:1 mit einer rechteckigen Grundform impliziert.
- Höhenunterschiede werden nicht berücksichtigt, da von ebenem Gelände ausgegangen wird.
- Der Bodenbearbeitungswiderstand bleibt ebenfalls unberücksichtigt, die Werte gelten für einen mittleren Bodenbearbeitungswiderstand.
- Weitere Randbedingungen, die den Datengrundlagen des KTBL zugrunde liegen, sind in KTBL (2005) ab S.100 ff aufgeführt.

---

<sup>19</sup> Die Gleichung gilt nur für E, M und A  $\neq 0$ .

- Jeder Landwirt oder Lohnunternehmer besitzt einen eigenen Maschinenpark, der sich z.T. stark von der hier verwendeten Mechanisierung unterscheidet. Funktionen zu entwickeln, die die unterschiedlichen Mechanisierungen widerspiegeln, würde jedoch den Rahmen dieser Arbeit sprengen. Ziel ist es, typische Anbauverfahren auszuwählen, um die Dieserverbräuche abschätzen zu können.

In den folgenden Tabellen sind die Ergebnisse für die Koeffizienten c1-c4 für die relevanten Kulturen dargestellt. Die Koeffizienten wurden unter Verwendung der Schlaggröße abgeleitet. Zudem ist für jede Kultur das Bestimmtheitsmaß der abgeleiteten Funktion dargestellt.

**Tabelle 10: Übersicht über die mittels multipler nichtlinearer Regression abgeleiteten Koeffizienten für die Berechnung des Dieserverbrauchs der Außenwirtschaft sowie über die Bestimmtheitsmaße der abgeleiteten Funktionen.**

Verfahren	c1	c2	c3	c4	R <sup>2</sup>
Dauergrünland	0,015	2,078	27,602	20,660	0,963
Zuckerrübe	0,009	0,547	30,114	54,620	0,994
Silomais	0,009	0,680	24,427	41,381	0,992
Winterroggen GPS	0,010	0,713	25,779	48,002	0,991
Winterweizen GPS	0,009	0,675	25,998	47,619	0,990

Die Bestimmtheitsmaße zeigen, dass die abgeleiteten Funktionen (vgl. Gleichung 7) die vom KTBL vorgegebenen Dieserverbräuche sehr gut widerspiegeln. Lediglich beim Dauergrünland erreicht das Bestimmtheitsmaß einen etwas niedrigeren Wert als bei den anderen Kulturen. Ursache dafür ist die in den KTBL-Daten implizierte Annahme, dass Schläge mit hohen und mittleren Erträgen 4-mal, Schläge mit niedrigen Erträgen hingegen nur 3-mal pro Jahr gemäht werden. Diese Tatsache kann durch die abgeleitete Funktionen nicht abgebildet werden.

Aus den oben genannten Gründen müssen die Transporte des Ernteguts vom Feld zur Biogasanlage sowie die Ausbringung der Gärreste gesondert berechnet werden. Die Datengrundlage hierfür lieferte wiederum das KTBL. Tabelle 11 zeigt die Mechanisierung, die für die Transporte der Erntegüter vom Feld zur Biogasanlage bzw. im Falle der Gärreste von der Biogasanlage zum Feld angenommen wurde. Sie stimmt weitestgehend mit der Mechanisierung überein, die das KTBL für eine Schlaggröße von 20 ha annimmt und repräsentiert somit einen relativ modernen Stand der Technik.

Nicht immer war es möglich, genau die Maschine zu verwenden, die das KTBL in seinem „Kostenrechner Energiepflanzen“ vorgegeben hat, denn nicht zu allen Maschinen lagen die für die Schätzung der funktionalen Zusammenhänge notwendigen Datengrundlagen im „Dieselbedarfsrechner“ vor. In solchen Fällen wurde auf die Datengrundlage einer möglichst ähnlichen Maschine zurückgegriffen. Für die Zuckerrübe lagen beispielweise keine entsprechenden Daten vor, weshalb die Daten des Kartoffeltransportes verwendet wurden, da Kartoffeln eine ähnliche Schüttdichte aufweisen.

**Tabelle 11: Übersicht über die gewählte Mechanisierung für die Transporte des Ernteguts und die Ausbringung der Gärreste**

Kultur	Mechanisierung
Dauergrünland	Doppelzug 10 (6) t Dreiseitenkippanhänger 83 kW
Silomais	Doppelzug je 10 (5) t, Dreiseitenkippanhänger, 67 kW
Winterroggen GPS	Häckselgutwagen 40 m <sup>3</sup> (13 t) 120 kW
Winterweizen GPS	Häckselgutwagen 40 m <sup>3</sup> (13 t) 120 kW
Zuckerrübe	Doppelzug 18 (12,5) t Dreiseitenkippanhänger, 120 kW
Gärreste 1	PTW mit Schleppschauch, 12 m <sup>3</sup> , 120 kW
Gärreste 2	PTW, 12 m <sup>3</sup> , 120 kW

Die funktionalen Zusammenhänge für den Transport des Ernteguts zur Biogasanlage bzw. für die Ausbringung der Gärreste sind identisch mit denen der Außenwirtschaftsverfahren (vgl. Gleichung 8), da es sich dabei auch um schlaggrößenabhängige Verfahren handelt. Eine Ausnahme bildet der Transport der Zuckerrübe, der unabhängig von der Schlaggröße ist, da das Transportfahrzeug am Feldrand mit einer sogenannten Rübenmaus beladen wird und somit den Schlag nicht befahren muss. Für schlagunabhängige Verfahren entfallen deshalb die Koeffizienten c7 und c8.

**Gleichung 8**

$$D = c5 * E * M + c6 * M + c7 * \left(\frac{1}{\sqrt{A}}\right) + c8$$

D: Dieserverbrauch [l/ha]

c5-c8: geschätzte Koeffizienten

E: Entfernung Feld-Konversionsanlage [km] ( $\neq 0$ )

M: Menge der Erntegüter oder Gärreste [t/ha] ( $\neq 0$ )

A: Schlaggröße [ha] ( $\neq 0$ )

**Tabelle 12: Übersicht über die mittels multipler nichtlinearer Regression abgeleiteten Koeffizienten für die Berechnung des Dieserverbrauchs der Transportvorgänge und der Gärrestausbringung sowie über die Bestimmtheitsmaße der abgeleiteten Funktionen.**

Verfahren	c5	c6	c7	c8	R <sup>2</sup>
Dauergrünland	0,015	2,078	27,602	20,660	0,963
Silomais	0,051	0,030	3,610	4,146	1
Winterroggen GPS	0,059	0,069	3,790	4,350	1
Winterweizen GPS	0,059	0,069	3,790	4,350	1
Zuckerrübe	0,039	0,091	-	-	1
Gärreste 1	0,061	0,146	1,828	2,645	1
Gärreste 2	0,059	0,083	1,088	2,160	1

Mit Hilfe von Gleichung 8 und den abgeleiteten Koeffizienten c5-c8 können die Dieserverbräuche für Transportvorgänge und Gärrestausbringung dynamisch berechnet werden. Die Bestimmtheitsmaße zeigen an, dass die abgeleiteten Funktionen die KTBL-Vorgaben genau treffen, lediglich beim Dauergrünland kommt es aufgrund der oben genannten Gründe zu Abweichungen.

### 3.2.2 Berechnung des Düngemittelbedarfs

Die Düngemittelproduktion - insbesondere die Herstellung von Stickstoffdüngern - ist sehr energieaufwändig. KONGSHAUG (1998) berechnete, dass die Düngemittelproduktion ca. 1,2 % der weltweit erzeugten Energie verbraucht und zudem für ca. 1,2 % der globalen Treibhausgasemissionen verantwortlich ist. Bei der Aufstellung einer Energie- und Treibhausgasbilanz ist es deshalb wichtig, die applizierten Düngermengen möglichst genau zu erfassen. Allerdings ist die Berechnung des Düngerbedarfs sehr komplex und muss für jeden Betrieb individuell ermittelt werden. Dazu stehen bereits verschiedene Ratgeber, Richtlinien und Kalkulationsprogramme zur Verfügung, die meist von den landwirtschaftlichen Landesanstalten der jeweiligen Länder zur Verfügung gestellt werden (Lfl (2007), TLL (2009), LLH (2009)). Um dennoch eine allgemein gültige Abschätzung des Düngemittelbedarfs vornehmen zu können, wurde auf die Methode des KTBL zurückgegriffen (KTBL 2006). Der Nährstoffbedarf ergibt sich somit aus:

**Gleichung 9: Berechnung des N, P, K-Bedarfs der verschiedenen Kulturen**

$$N_B = (N_{spez.} * E) + G_{ha}$$

$N_B$ : Nährstoffbedarf (N, P, K) in [kg/ha]

$N_{spez.}$ : spezifischer Nährstoffbedarf der Kultur [kg/dt<sub>FM</sub>]

E: Ertrag [dt<sub>FM</sub>/ha]

$G_{ha}$ : Grunddüngung pro Hektar

Tabelle 13 gibt einen Überblick über die zugrunde gelegten Annahmen zur Berechnung des Nährstoffbedarfs.

**Tabelle 13: Annahmen zur Berechnung des Nährstoffentzugs bzw. Nährstoffbedarfs der relevanten Kulturen (KTBL 2006)**

	N [kg/dt]		P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> [kg/dt]		K <sub>2</sub> O [kg/dt]		Grunddüngung [kg/ha]		
	Entzug	Bedarf	Entzug	Bedarf	Entzug	Bedarf	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O
Winterweizen	2,5	2,5	1,1	1,25	0,7	2	0	15	45
Winterroggen	1,5	2,5	0,8	1,25	0,6	2	0	15	45
Silomais	0,36	0,4	0,18	0,2	0,5	0,4	-40	50	30
Zuckerrübe	0,2	0,2	0,1	0,25	0,3	0,4	80	0	170
Grünland intensiv	0,9	0,9	0,34	0,34	1,04	1,04	-30	0	0

Der mit Hilfe von Gleichung 9 berechnete Nährstoffbedarf der verschiedenen Kulturen wird durch die Applikation von mineralischen oder organischen Düngemitteln gedeckt. Für die hier untersuchte Biogasanlage ist lediglich der Nährstoffbedarf von Silomais von Interesse. Bei einem durchschnittlichen Ertrag von 550 dt<sub>FM</sub>/ha ergeben sich folgende Werte:

**Tabelle 14: Nährstoffbedarf für Silomais bei einer Ertrags Erwartung von 550 dt/ha**

	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O
Nährstoffbedarf Silomais [kg/(ha*a)]	180	160	250

Die Gärreste von Biogasanlagen werden als organische Düngemittel wieder auf die Felder aufgebracht und decken somit einen Teil des Nährstoffbedarfs. Zu welchem Teil der Nährstoffbedarf gedeckt werden kann, ist von folgenden Faktoren abhängig:

1. Ausbringungsmenge der Gärreste [m<sup>3</sup>/ha]
2. Qualität/Zusammensetzung des Gärsubstrates (Anteile an NaWaRo, Wirtschaftsdüngern etc.) und daraus resultierend der
3. Qualität/Zusammensetzung der Gärreste
4. Verhältnis des organisch gebundenen Stickstoffs zum mineralisch vorliegenden (pflanzenverfügbaren) Stickstoff (NH<sub>4</sub>-N) (KTBL 2007)
5. Ausbringungstechnik (LEICK 2003).

Zunächst muss demnach die Ausbringungsmenge der Gärreste bekannt sein. Während der Vergärung wird organische Substanz abgebaut, so dass sich das Gewicht bzw. die Menge des Gärsubstrates verringert. Die Menge des Gärrestes ist demnach abhängig vom Grad der Vergärung. Sie kann mit Hilfe der folgenden Formeln abgeschätzt werden (RÖHRICHT, ET AL. 2009):

**Gleichung 10: Bestimmung der molaren Masse des Biogases**

$$M_{Biogas} = (M_{CH_4} * A_{CH_4}) + (M_{CO_2} * A_{CO_2})$$

M<sub>Biogas</sub>: molare Masse des Biogases  $\left[\frac{g}{Mol}\right]$

M<sub>CH<sub>4</sub></sub>: molare Masse CH<sub>4</sub>  $\left[\frac{g}{Mol}\right]$

M<sub>CO<sub>2</sub></sub>: molare Masse CO<sub>2</sub>  $\left[\frac{g}{Mol}\right]$

A<sub>CH<sub>4</sub></sub>: Anteil CH<sub>4</sub> am Biogas [Vol. %]

A<sub>CO<sub>2</sub></sub>: Anteil CO<sub>2</sub> am Biogas [Vol. %]

**Gleichung 11: Bestimmung der Dichte des Biogases**

$$D_{Biogas} = \frac{M_{Biogas}}{V_N}$$

$D_{Biogas}$ : Dichte des Biogases  $\left[\frac{g}{NI}\right]$

$M_{Biogas}$ : molare Masse des Biogases  $\left[\frac{g}{Mol}\right]$

$V_N$ : Normvolumen Gas  $\left[\frac{NI}{Mol}\right]$

**Gleichung 12: Bestimmung des spezifischen Massenverlustes des Gärsubstrates**

$$Verlust_{Gärsubstrat} = D_{Biogas} * E_{Biogas} * A_{TM}$$

$Verlust_{Gärsubstrat}$ : spezifischer Massenverlust des Gärsubstrates  $\left[\frac{g}{kg FM}\right]$

$D_{Biogas}$ : Dichte des Biogases  $\left[\frac{g}{NI}\right]$

$E_{Biogas}$ : Biogasertrag  $\left[\frac{NI}{kg TM}\right]$

$A_{TM}$ : Trockenmassegehalt des Gärsubstrates  $\left[\frac{kg TM}{kg FM}\right]$

**Gleichung 13: Bestimmung der spezifischen Gärrestmenge**

$$M_{Gärrest} = 1000 - Verlust_{Gärsubstrat}$$

$M_{Gärrest}$ : spezifische Gärrestmenge  $\left[\frac{g}{kg FM}\right]$

$Verlust_{Gärsubstrat}$ : spezifischer Massenverlust des Gärsubstrates  $\left[\frac{g}{kg FM}\right]$

Tabelle 15 gibt eine Übersicht über alle Werte, die für die Berechnung der Gärrestmengen dieser Anlage zugrunde gelegt wurden.

**Tabelle 15: Angenommene Parameter zur Berechnung der spezifischen Gärrestmenge.**

Parameter	Wert	Einheit
$M_{CH_4}$	16	[g/Mol]
$M_{CO_2}$	44	[g/Mol]
$A_{CH_4}$	0,52	[cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> ]
$A_{CO_2}$	0,48	[cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> ]
$M_{Biogas}$	29,44	[g/Mol]
$V_N$	22,4	[l/Mol]
$D_{Biogas}$	1,31	[g/l]
$E_{Biogas}$	662,4	[l/kg TM]
$A_{TM}$	0,33	[kg TM/kg FM]
Verlust <sub>Gärsubstrat</sub>	287,3	[g FM/kg FM]
<b><math>M_{Gärrest}</math></b>	<b>712,7</b>	<b>[g FM/kg FM]</b>

Die untersuchte Biogasanlage weist unter Annahme der in Tabelle 15 aufgelisteten Parameter eine spezifische Gärrestmenge von ca. 713 g/kg Gärsubstrat auf. Bei einem jährlichen Substratinput von 11.000 t Silomais und 600 t Schweinegülle ergibt sich - unter Berücksichtigung eines Silageverlustes von 10 % der Maisfrischmasse - eine jährlich anfallende Gärrestmenge von 7.483 t. Werden diese wieder gleichmäßig über die 200 ha Maisanbaufläche verteilt, erhält jeder Hektar eine Gärrestmenge von ca. 37 t.

Die Nährstoffgehalte der Gärreste sind abhängig von der Zusammensetzung des Gärsubstrates. Durch den Abbau der organischen Substanz reichern sich die Nährstoffe während der Vergärung im Fermenter an. Die hier untersuchte Biogasanlage wird zu 95 % mit Maissilage und zu 5 % mit Schweinegülle beschickt. Daraus resultieren die in Tabelle 16 aufgelisteten Nährstoffgehalte des Gärsubstrates und der Gärreste sowie die absoluten Nährstoffmengen, die wieder auf die Felder gelangen.

**Tabelle 16: Überblick über die Annahmen zu den Nährstoffgehalten des Gärsubstrates, der daraus resultierenden Nährstoffgehalte der Gärreste sowie der absoluten Nährstoffmengen, die auf die Felder aufgebracht werden**

	Anteil [%]	N [kg/t FM]	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> [kg/t FM]	K <sub>2</sub> O [kg/t FM]	Quelle
Schweinegülle	5	5*	2,5	2,4	(KTBL 2007)
Silomais	95	3,6	1,8	5,0	(KTBL 2006)
Substratgemisch	<b>100</b>	<b>3,7</b>	<b>1,8</b>	<b>4,9</b>	<b>Berechnung</b>
Nährstoffgehalt des Gärrestes unter Berücksichtigung der Anreicherung		5,1	2,6	6,8	Berechnung
abzüglich Verlust bei Gärrestlagerung (5 % NH <sub>3</sub> -Ausgasung)		4,85	2,6	6,8	Berechnung
		N [kg/ha]	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> [kg/ha]	K <sub>2</sub> O [kg/ha]	
absolute Nährstoffmenge bei Ausbringung von 37 t /ha		179	96,2	252	Berechnung

\* KTBL impliziert 28 % Ausgasungsverluste; diese wurden hier wieder eingerechnet

Die Gärreste dieser Biogasanlage wurden auch im Rahmen einer Masterarbeit u.a. auf ihre Nährstoffgehalte hin untersucht (TASSIUS 2010). Die in Tabelle 17 aufgelisteten Ergebnisse dieser Untersuchungen zeigen im Fall von N und P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> Differenzen in Höhe von 20 % zwischen den theoretisch berechneten Nährstoffgehalten (Tabelle 16) und den gemessenen Daten. Die Werte für den Kalium-Gehalt stimmen recht gut überein. Da die Nährstoffgehalte der Gärreste von den Nährstoffgehalten der Ausgangssubstrate abhängig sind, die wiederum gewissen Schwankungsbreiten unterliegen, ist eine Differenz von ca. 20 % zwischen berechnetem und gemessenem Wert durchaus akzeptabel. Auch die Annahmen zu den ausgebrachten Gärrestmengen (37 versus 40 t/ha) stimmen weitgehend überein. Lediglich die daraus resultierenden Phosphatmengen weisen eine Differenz von 41 % auf.

**Tabelle 17: Ergebnisse der Gärrestuntersuchungen (Tassius, 2010) im Vergleich zu den in Tabelle 16 berechneten Werten**

	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	Einheit
Nährstoffgehalt des Gärrestes	4,01	3,39	6,44	[kg/t FM]
Abweichung im Vergleich zum theoretisch berechneten Wert	-20,9	23,3	-5,5	[%]
absolute Nährstoffmenge bei Ausbringung von 40 t /ha	160,4	135,6	257,6	[t/(ha*a)]
Abweichung im Vergleich zum theoretisch berechneten Wert	-10,4	41	2,2	[%]

Tabelle 18 zeigt die Berechnung des mineralischen Düngemittelbedarfs nach der Methode des KTBL (KTBL 2007). Der absolute Stickstoffgehalt in 37 t Gärrest würde im Grunde nahezu ausreichen, um den Stickstoffbedarf zu 100 % zu decken, allerdings kann nur der pflanzenverfügbare Teil des Stickstoffs angerechnet werden. Dazu wird angenommen, dass 65 % des Gesamtstickstoffs bereits in mineralisierter Form (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) vorliegt<sup>20</sup>. Von diesen 65 % gasen 20 % während der Ausbringung in Form von NH<sub>3</sub> aus. Dieser Wert unterliegt großen Schwankungsbreiten, da die NH<sub>3</sub>-Ausgasung stark

<sup>20</sup> TASSIUS (2010) hat für diese Gärreste einen NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-Anteil von 58 % gemessen

von den Witterungsbedingungen am Tag der Ausbringung abhängig ist (LEICK 2003). Die Schwankungsbreiten reichen von 10 bis 90 % Verlust des applizierten Ammoniumstickstoffs (KTBL 2007). Weiterhin wird angenommen, dass nur 5 % des organisch gebundenen Stickstoffs im Jahr der Applikation mineralisiert und somit pflanzenverfügbar wird. Bei langfristiger Düngung mit Gärresten (> 5 Jahre) können allerdings noch 10 % des organischen Stickstoffs aus dem Vorjahr angerechnet werden. Insgesamt kann der Stickstoffbedarf zu 57 %, der Phosphorbedarf zu 60 % und der Kaliumbedarf zu 100 % durch die Gärreste gedeckt werden.

**Tabelle 18: Berechnung des mineralischen Düngemittelbedarfs unter Berücksichtigung der wirksamen Nährstoffgehalte des Gärrestes, angepasst nach KTBL (2007).**

	Ertragserwartung: 55 t/ha, Gärrestmenge: 37 t/ha	N	P*	K**
Nr.		[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]
1	Nährstoffbedarf Silomais	180	70	208
2	vorhandene Nährstoffvorräte (N-min-Vorrat)	0,0		
<b>3</b>	<b>Düngerbedarf</b>	<b>180</b>	<b>70</b>	<b>208</b>
4	ausgebrachte Nährstoffmenge durch Gärrest	179	42	209
5	davon NH <sub>4</sub> -N (65%)	116		
6	davon organisch gebundener N (35%)	63		
7	abzüglich 20 % N-Verluste durch NH <sub>3</sub> -Ausgasung bei Ausbringung (Nr. 5 x 0,2)	23		
8	abzüglich des im Anwendungsjahr nicht wirksamen org. geb. N (95%) (Nr. 6 x 0,95)	60		
<b>9</b>	<b>bei erstmaliger Gärrestanwendung theor. verfüg. N ((Nr. 5 - Nr. 7)+(Nr. 6 - Nr. 8))</b>	<b>96</b>		
10	in % des ausgebrachten Gesamt N	53,6		
11	zuzüglich N-Nachlieferung nach 5 jähriger Anwendung (10 % des organ. N) (Nr. 6 x 0,1)	6,3		
<b>12</b>	<b>nach 5 jähriger Anwendung insgesamt verfüg. N (Nr. 9 + Nr. 11)</b>	<b>102,3</b>		
13	in % des ausgebrachten Gesamt N	57,2		
<b>14</b>	<b>verbleibender Nährstoffbedarf bzw. -überschuss [kg/ha]</b>	<b>76,7</b>	<b>28</b>	<b>-1</b>
15	Düngerbedarf wird durch Gärrest zu ...% gedeckt	56,8	60	100
16	Prozentsatz der durch mineralische Düngung gedeckt werden muss	42,6	40	0

\* Umrechnungsfaktor P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> zu P: 0,436 \*\* Umrechnungsfaktor K<sub>2</sub>O zu K: 0,83

### 3.2.3 Berechnung der Lachgasemissionen

Lachgas (N<sub>2</sub>O) gehört wie CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> und H<sub>2</sub>O-Dampf zu den natürlich vorkommenden klimarelevanten Gasen. Verglichen mit CO<sub>2</sub> hat N<sub>2</sub>O ein 298-mal höheres Treibhauspotential (IPCC 2007), so dass es bereits in geringen Konzentrationen klimawirksam ist. In Deutschland werden jährlich etwa 66,4 Mio. t CO<sub>2</sub>eq Lachgas emittiert, wobei 81,6 % davon auf die Landwirtschaft zurückzuführen sind (DÖHLER, ET AL. 2008). Global betrachtet werden 60 % aller

anthropogenen Lachgasemissionen durch die Landwirtschaft verursacht (SMITH, ET AL. 2007). Diese durch die Landwirtschaft verursachten Lachgasemissionen stehen in direktem Zusammenhang mit der Menge des applizierten Stickstoffdüngers, denn die Bildung von  $N_2O$  in Böden findet hauptsächlich bei der mikrobiellen Umsetzung von Stickstoff durch Nitrifikation (unter aeroben Verhältnissen) und Denitrifikation (unter anaeroben Verhältnissen) statt (WILLIAMS, ET AL. 1992). Eine Zufuhr von Stickstoff, ob durch Düngung oder atmosphärischen Eintrag, führt demnach zu einem Anstieg der  $N_2O$ -Bildung (LEICK 2003). Diese unterliegt großen Schwankungsbreiten, denn sie wird u.a. von den folgenden Faktoren beeinflusst (zusammengefasst aus LEICK (2003)):

- Gehalt an schnell verfügbarem Stickstoff im Boden ( $NO_3^-$ ,  $NH_4^+$ )
- Verfügbarkeit von leicht abbaubarem organischem Material
- Verfügbarkeit von Sauerstoff im Boden
- Wassergehalt des Bodens
- Häufigkeit von Frost-Tau-Zyklen
- Ausbringungstechnik

Um dennoch eine Abschätzung der düngerinduzierten Lachgasemissionen vornehmen zu können, hat das IPCC sogenannte *default values* für Lachgas-Emissionsfaktoren veröffentlicht (IPCC 2006). Demnach beträgt der Standard-Emissionsfaktor für Stickstoffgaben aus mineralischen und organischen Düngemitteln 0,01 kg  $N_2O$ -N pro kg Stickstoff, d.h. 1 % des gedüngten Stickstoffs wird als Lachgas emittiert. Der Unsicherheitsbereich ist mit einer Spannweite von 0,3 – 3 % des gedüngten Stickstoffs angegeben. Der Düngerbedarf des Silomais beträgt 180 kg N/ha (vgl. Tabelle 14), d.h. pro Hektar werden demnach durchschnittlich 1,8 kg  $N_2O$  emittiert.

### 3.2.4 Berechnung der Pflanzenschutzmittel

Die Maisanbauflächen der untersuchten Biogasanlage wurden mit den in Tabelle 19 aufgelisteten Pflanzenschutzmitteln behandelt (schriftliche Mitteilung Hartwig Jourdan vom 7. 2. 2009):

Tabelle 19: Übersicht über die beim Silomais applizierten Pflanzenschutzmittel

Handelsname	Anwendung	Menge [l/ha]	Wirkstoff	Wirkstoffgruppe	Wirkstoffkonzentration [g/l]	Wirkstoffmenge [g/ha]
Artett	Maisherbizid	2	Terbuthylazin	Chlortriazine	150	300
	Maisherbizid		Bentazon	Triazinone	150	300
Motivell	Maisherbizid	1	Nicosulfuron	Harnstoffderivate	40	40

### 3.2.5 Berechnung der Saatgutmenge

Es wurde angenommen, dass das Tausenkorngewicht des Maissaatgutes 270 g und dessen Saatstärke 10 Körnern/ $m^2$  beträgt. Daraus resultiert eine Saatgutmenge von 27 kg/ha.

### 3.2.6 Berechnung der Maschinenabnutzung

Bei der Bestimmung der Maschinenabnutzung wird abgeschätzt, wie viel des Gewichtes einer Maschine dem entsprechenden Arbeitsgang angerechnet werden muss. Aus Gründen der Vereinfachung wird in dieser Arbeit angenommen, dass die Maschinen zu 100 % aus Stahl bestehen.

Zur Berechnung des spezifischen Gewichtes, das jedem Arbeitsschritt des Außenwirtschaftsverfahrens (vgl. Anhang 1-5) anzurechnen ist, werden folgende Daten benötigt:

- 1.) Gewicht der Maschine (Annahme: 100 % Stahl)
- 2.) Lebensdauer der Maschine in [h], [ha] oder [t]
- 3.) spezifisches Stahlgewicht [kg/h], [kg/ha] oder [kg/t]
- 4.) Zeitaufwand [h/ha] oder Massendurchsatz [t/ha] des jeweiligen Arbeitsganges

Die Abnutzung der Maschinen geschieht auf unterschiedliche Art und Weise:

- 1.) über die Zeit [h], z.B. beim Traktor
- 2.) über die Fläche [ha], z.B. beim Pflug
- 3.) über den Massendurchsatz [t], z.B. beim Silierwagen

Ihrer Abnutzungsart entsprechend, müssen zunächst die Lebensdauern der einzelnen Maschinen berechnet werden. Dazu wird die Lebensdauer in Jahren benötigt, die beispielsweise den AfA-Tabellen<sup>21</sup> entnommen werden kann (AKADEMISCHE ARBEITSGEMEINSCHAFT VERLAG 2004). Zudem werden Information über die jährliche Nutzung bzw. die Auslastungsschwellen (in [h], [ha] oder [t]) der Maschinen benötigt, die z.B. dem „MaKost-Rechner“ des KTBL entnommen werden können. Wird die Lebensdauer in Jahren mit der jährlichen Auslastung<sup>22</sup> multipliziert, ergibt sich die auf die Abnutzungsart bezogene Gesamtlebensdauer.

$$\text{Beispiel Traktor: } 12 \text{ a} * 833 \frac{\text{h}}{\text{a}} \sim 10.000 \text{ h}$$

$$\text{Beispiel Pflug: } 14 \text{ a} * 300 \frac{\text{ha}}{\text{a}} = 4.200 \text{ ha}$$

$$\text{Beispiel Silierwagen: } 15 \text{ a} * 2600 \frac{\text{t}}{\text{a}} = 39.000 \text{ t}$$

Im nächsten Schritt wird schließlich das spezifische Stahlgewicht der jeweiligen Abnutzungsart berechnet. Die Gewichte der Maschinen können beispielsweise den Prüfberichten der DLG entnommen werden (DLG 2010).

$$\text{Beispiel Traktor: } \frac{5.280 \text{ kg}}{10.000 \text{ h}} = 0,528 \frac{\text{kg}}{\text{h}}$$

$$\text{Beispiel Pflug: } \frac{1.960 \text{ kg}}{4.200 \text{ ha}} = 0,467 \frac{\text{kg}}{\text{ha}}$$

<sup>21</sup> AfA: Absetzung für Abnutzung

<sup>22</sup> Berechnung Auslastungsschwelle:  $n/N$  (siehe KTBL (2008) S. 15)

n: Nutzungsdauer nach Nutzungseinheiten (h, t, ha)

N: Nutzungsdauer nach Zeit (Jahre)

Ergebnis: Auslastungsschwelle in h/Jahr; ha/Jahr oder t/Jahr

$$\text{Beispiel Silierwagen: } \frac{3.700 \text{ kg}}{39.000 \text{ t}} = 0,095 \frac{\text{kg}}{\text{t}}$$

Im Fall der flächenabhängigen Abnutzung (z.B. Pflug) liegt der Wert schon in der gewünschten Einheit vor [kg Stahl/ha]. Die beiden anderen Abnutzungsarten müssen noch in die flächenbezogene Einheit umgerechnet werden. Bei der vom Massendurchsatz abhängigen Abnutzung (z.B. Silierwagen) wird durch Multiplikation mit dem entsprechenden - auf einen Hektar bezogenen - Massendurchsatz des Arbeitsschritts (z.B. 55 t/ha) die anzurechnende Stahlmenge berechnet. Aus Gründen der Vereinfachung wurde für jeden - vom Massendurchsatz abhängigen - Arbeitsschritt eine fixe Durchsatzmenge festgelegt, die einem mittleren Ertragsniveau entspricht (vgl. Anhang 7). Für die zeitabhängige Abnutzung muss zunächst bestimmt werden, wie viel Zeit der jeweilige Arbeitsschritt in Anspruch nimmt. Die spezifischen Zeiten der verschiedenen Arbeitsschritte können dem „*Feldarbeitsrechner*“ des KTBL entnommen werden. Dieser gibt an, wie viele Arbeitskraftstunden pro Hektar (Akh/ha) für einen bestimmten Arbeitsgang angerechnet werden müssen. Die Arbeitskraftstunden sind abhängig von der Schlaggröße, von der Hof-Feld-Entfernung und vom Ertrag der jeweiligen Kultur und werden mit Hilfe des KTBL-Zeitmodells kalkuliert (vgl. Abbildung 8). Theoretisch müssten auch hier wieder – wie beim Dieserverbrauch – Funktionen abgeleitet werden, die die Arbeitskraftstunden in Abhängigkeit der jeweiligen Rahmenbedingungen abschätzen können. Dieser Aufwand ist jedoch im Vergleich zum Erkenntnisgewinn zu groß, denn letztendlich ist ein Unterschied im Grammbereich nicht entscheidend für die Gesamtbilanz. Deshalb wurden die Arbeitskraftstunden standardmäßig unter den folgenden Rahmenbedingungen erhoben:

- Schlaggröße: 2 ha
- Hof-Feld-Entfernung: 2 km
- Ertrag: mittel (im Fall von Silomais: 50 t/ha)

Liegen die spezifischen Stahlgewichte (kg/ha) für jeden einzelnen Arbeitsschritt des Außenwirtschaftsverfahrens vor, werden sie aufaddiert, so dass sich im Fall von Silomais ein spezifisches Stahlgesamtgewicht von 22,7 kg/(ha\*a) ergibt.

### 3.2.7 Ökobilanzielle Bewertung auf Feldebene

Nachdem alle innerhalb der gewählten Systemgrenze relevanten Parameter quantifiziert worden sind, werden sie ökobilanziell bewertet. Da es in dieser Arbeit um die energetische und klimatische Bewertung der Parameter geht, werden Daten über den kumulierten Energieaufwand (KEA) und über die spezifischen Treibhausgasemissionen benötigt. Tabelle 20 gibt einen Überblick über die zugrunde gelegten Daten für die Berechnung der kumulierten Energieaufwendungen und der Treibhausgasemissionen, die durch den Anbau von Silomais verursacht werden.

Tabelle 20: Überblick über die Datengrundlage zur Berechnung des KEA und der Treibhausgasemissionen auf Feldebene

Feldebene	Menge	Einheit	spez. KEA [MJ/l bzw. kg]	Quelle	spez. THG-Emissionen [kg CO <sub>2eq</sub> /l bzw. kg]	Quelle
Diesel Außenwirtschaft	98,53	l/ha	40,25	FNR (2007 b), Heizwert Diesel*	3,51	GEMIS: Dieselmotor-DE-Landwirtschaft 2005 (Endenergie)*
Diesel Transport Erntegut	22,37					
Diesel Transport Gärrest	20,63					
min. Stickstoff-Dünger	76,7	kg/ha	51,12	GEMIS: chem-anorg/ Dünger-N	7,57	GEMIS: chem-anorg/ Dünger-N
min. Phosphor-Dünger	28	kg/ha	18,81	GEMIS: chem-anorg/ Dünger-P	1,24	GEMIS: chem-anorg/ Dünger-P
min. Kalium-Dünger	-1	kg/ha	19,53	GEMIS: chem-anorg/ Dünger-K	1,19	GEMIS: chem-anorg/ Dünger-K
Lachgas-emissionen	1,8	kg/ha	-		298	IPCC 2007
PSM 1	0,3	kg/ha	214	Mittelwert Herbizide (MEUL, ET AL. 2007)	12,08	GEMIS: chem-org/ Pflanzenschutzmittel
PSM 2	0,3	kg/ha	434	(TZILIVAKIS, ET AL. 2005)		
PSM 3	0,04	kg/ha	214	(MEUL, ET AL. 2007)		
Saatgut	27	kg/ha	7,3	Ableitung aus GEMIS-Daten	0,08	Ableitung aus GEMIS-Daten
Maschinen	22,7	kg/ha	27,3	GEMIS: Metall\Stahl-DE-Blech-2005	1,99	GEMIS: Metall\Stahl-DE-Blech-2005

\*inkl. 15 % Aufschlag aus Dieselvorkette

Die Software GEMIS 4.5 enthält im Fall der Verbrennung von Diesel in landwirtschaftlichen Zugmaschinen KEA- und die Emissionsdaten zur Erzeugung von 1 MJ mechanischer Energie (0,0873 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ)<sup>23</sup>. Ein Liter Diesel hat allerdings einen Heizwert von ca. 35 MJ. Wird also 1 Liter Diesel in einer landwirtschaftlichen Zugmaschine verbrannt, entstehen 3,05 kg CO<sub>2eq</sub>. Außerdem entstehen

<sup>23</sup> Unter Annahme eines Nutzungsgrades von 100 %

weitere Emissionen bei der Bereitstellung von Diesel bis zur Tankstelle, die sich laut GEMIS 4.5 auf 0,012 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ belaufen, was etwa 14 % der durch die Verbrennung entstehenden Emissionen entspricht. Da dieser Diesel nicht bis zur Tankstelle, sondern direkt zu den Höfen der Landwirte gefahren wird, wird angenommen, dass die Emissionen aus der Vorkette etwas höher sind und wurden pauschal mit 15 % beziffert. Laut GEMIS 4.5 beträgt der KEA zur Bereitstellung von 1 MJ Diesel ca. 1,15 MJ, d.h. auch hier werden 15 % des Heizwertes für die Dieselvorkette benötigt. Diese 15 % werden bei der Kalkulation der Emissionen und des KEA mitberücksichtigt. Auch andere Autoren berücksichtigen die Emissionen und Energieaufwendungen aus der Dieselvorkette. DALGAARD, ET AL. (2001) bezifferten die Energieaufwendungen aus der Dieselvorkette ebenfalls mit 14 % (5 MJ/l) des Heizwertes (35,9 MJ/l). Einen Überblick über die Qualität der hier verwendeten Daten enthält Anhang 8.

### 3.3 Erstellung der Sachbilanz auf Anlagenebene

Auf Anlagenebene werden die kumulierten Energieaufwendungen bzw. die Energieverluste und die Treibhausgasemissionen für die folgenden Parameter berechnet:

- Methanschlupf (diffus, Gärrestlager, Notfackel)
- Herstellung der Baustoffe
- Eigenstrombedarf
- Eigenwärmebedarf
- Methangutschrift Schweinegülle

#### 3.3.1 Berechnung des Methanschlupfes

Um den Methanschlupf abschätzen zu können, muss zunächst berechnet werden, wie viel Methan die Anlage pro Jahr produziert. Dies ist abhängig von der Quantität und Qualität des Gärsubstrates. Die dazu getroffenen Annahmen sind in Tabelle 21 aufgeführt. Durch Multiplikation aller in der Tabelle aufgelisteten Werte ergibt sich für die untersuchte Biogasanlage ein Methanertrag von 1.193.512 Nm<sup>3</sup>/a.

**Tabelle 21: Datengrundlagen zur Berechnung des jährlichen Methanertrages**

Substratinput* [t FM/a]	TM-Gehalt [kg/kg]	oTM-Gehalt [kg/kg]	spez. Biogasertrag [Nm <sup>3</sup> /t oTM]	Methananteil am Biogas [Nm <sup>3</sup> /Nm <sup>3</sup> ]	Jährlicher Methanertrag [Nm <sup>3</sup> /a]
10.500	0,33	0,96	690	0,52	<b>1.193.512</b>

\* 10 % Silageverluste sind berücksichtigt

Es wird angenommen, dass 1 % dieses Methanertrages durch diffusen Methanschlupf verloren geht. Dieser entsteht z.B. bei der Substratlagerung, an Schnittstellen wie etwa der Verbindung zwischen Feststoffdosierer und Fermenter, über die Tragluftdächer, am BHKW oder über kleine Leckagen, wie beispielsweise undichten Verschlüssen (CLEMENS, ET AL. 2009). Zudem kommt es bei der Druckwasserwäsche zu diffusem Methanschlupf.

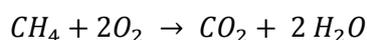
In der Anlaufphase einer Biogasanlage müssen alle Komponenten noch aufeinander abgestimmt werden. Bei der untersuchten Biogasanlage war der Biogasertrag zunächst so hoch, dass die Druckwasserwäsche die Biogasmenge nicht bewältigen konnte. Deshalb wurden in der Anlaufphase ca. 9,2 % des Methanertrages über die Notfackel geleitet und verbrannt. Dieser hohe Prozentsatz ist allerdings nicht repräsentativ für den normalen Betrieb der Biogasanlage. Deshalb wurde

angenommen, dass im normalen Betriebsablauf lediglich 1 % des Methanertrages über die Notfackel verbrannt werden muss.

Eine weitere Quelle für den Methanschluß ist das Gärrestlager. Die Gärreste weisen immer noch ein gewisses Restgaspotential auf, das u.a. von der Verweilzeit des Gärsubstrates im Fermenter, der Temperatur (Jahreszeit) und dem Grad der Vergärung abhängt. Ist das Gärrestlager nicht gasdicht abgedeckt, kann das dort entstandene Methan in die Atmosphäre entweichen. Die untersuchte Anlage hat zurzeit noch kein gasdicht abgedecktes Gärrestlager, so dass dieser Methanschluß mit 5 % des Methanertrages veranschlagt wurde.

Methan hat im Vergleich zu CO<sub>2</sub> ein 25-mal höheres Treibhausgaspotential (IPCC 2007), weshalb sich die durch Methanschluß verursachten Treibhausgasemissionen stark auf die Treibhausgasbilanz auswirken. Allerdings wird Methan, das über die Notfackel geleitet wird, zu CO<sub>2</sub> verbrannt, so dass für diese Menge nur ein Treibhausgaspotential von 1 berücksichtigt werden muss.

#### Gleichung 14



Unter der Annahme, dass Methan vollständig zu CO<sub>2</sub> verbrennt, entsteht pro Mol Methan ein Mol CO<sub>2</sub>, das 2,75-mal schwerer ist als Methan (Molmasse CH<sub>4</sub>: 16 g/Mol, Molmasse CO<sub>2</sub>: 44 g/Mol). Die Datengrundlagen zur Berechnung des Energieverlustes und der Treibhausgasemissionen aufgrund von Methanschluß sind in Tabelle 22 zusammengefasst.

**Tabelle 22: Datengrundlagen zur Berechnung des Energieverlustes und der Treibhausgasemissionen aufgrund von Methanschluß**

	Menge Methanschluß [Nm <sup>3</sup> /a]	Heizwert Methan* [MJ/Nm <sup>3</sup> ]	THG-Emission [kg CO <sub>2eq</sub> /Nm <sup>3</sup> ]
Methanschluß diffus	11.935	36	18**
Methanschluß Notfackel	11.935	36	1,98***
Methanschluß Gärrestlager	59.676	36	18**

\*Mittelwerte aus FNR (2007 b) \*\*Dichte Methan (0,72) x GWP<sup>24</sup> Methan (25), IPCC (2007)\*\*\*Dichte Methan x 2,75

<sup>24</sup> GWP: Global Warming Potential (Treibhausgaspotential)

### 3.3.2 Berechnung der Baustoffe

Zur Berechnung der Baustoffe wurden zunächst die Dimensionen, Massen und Materialien der verschiedenen Anlagenkomponenten der technischen Dokumentation des Anlagenherstellers entnommen. Falls keine genauen Daten zur Verfügung standen, wurden Annahmen getroffen. Alle erhobenen bzw. angenommenen Datengrundlagen befinden sich im Anhang 9-11. Abbildung 9 zeigt ein Bild der untersuchten Biogasanlage.



**Abbildung 9: Bild der untersuchten Biogasanlage**

Links im Vordergrund sind die drei Metallsäulen der Druckwasserwäsche zu erkennen. Rechts daneben befinden sich der Gasaufbereitungscontainer, ein weiterer Technik-Container und ein Bürocontainer. Im Hintergrund sind Feststoffdosierer, Fermenter und Nachgärer zu erkennen. Nicht zu sehen ist das Gärrestlager, das sich hinter Fermenter und Nachgärer befindet sowie das Fahrsilo, das außerhalb dieses Bildausschnitts liegt. Da das Biogas aufbereitet und in ein Erdgasnetz eingespeist wird, befindet sich kein BHKW auf diesem Gelände. Die Baustoffe für das BHKW werden zudem nicht dieser Biogasanlage angerechnet, da es bereits vor dem Bau dieser Anlage existierte.

Tabelle 23 gibt einen Überblick über die baulichen Komponenten, die in die Bilanz einbezogen worden sind. Für das Fahrsilo, den Fermenter, den Nachgärer und das Gärrestlager wurde jeweils berechnet, wie viel Material für die Fundamente, Bodenplatten und Wände benötigt wurde. Die Tabelle zeigt die jeweiligen Summen für alle vier Bauwerke. Die Container für Technik, Büro und Feststoffdosierer haben die Maße und Gewichte von Standardschiffscontainern. Zur Biogasanlage gehören zudem verschiedene Rohrleitungen, deren Maße bzw. Gewichte aufgrund fehlender Daten nur sehr grob abgeschätzt werden konnten, indem angenommen wurde, dass ihr Gewicht 10 % des Gewichtes der drei Metallsäulen entspricht.

Tabelle 23: Baulichen Komponenten der Biogasanlage, sowie deren Materialien und Gewichte

Komponente	Quelle für Dimensionierung	Material	Gewicht [t]
Fundamente	techn. Zeichnung	Normalbeton	561,28
Bodenplatten	techn. Zeichnung	Stahlbeton C25/30 WU	4.170,07
Bodenplatten	techn. Zeichnung	Kies	3.972,89
Wände	techn. Zeichnung	Beton C35/45 WU	1.121,65
Wände (Isolierung)	techn. Zeichnung	Polystyrol-Hartschaumplatten	2,35
Wände (Fassade)	techn. Zeichnung	Wellblech (verzinkt)	22,92
Außenmembran (Tragluftdach, Fermenter + Nachgärer)	Schätzung	PVC, Hochglanz	0,78
Innenmembran (Tragluftdach, Fermenter + Nachgärer)	Schätzung	PES (Polyethersulfon)	0,97
Feststoffdosierer	techn. Zeichnung bzw. Maße Standardschiffscontainer	Stahl (verzinkt)	3,78
DWW Turm 1	Schätzung	Edelstahl	7,67
DWW Turm 2	Schätzung	Edelstahl	5,19
DWW Turm 3	Schätzung	Edelstahl	1,30
Bürocontainer	techn. Zeichnung bzw. Maße Standardschiffscontainer	Stahl (verzinkt)	2,25
Technikcontainer	techn. Zeichnung bzw. Maße Standardschiffscontainer	Stahl (verzinkt)	3,78
Gasaufbereitungscontainer	30 % größer als Standardschiffscontainer	Stahl (verzinkt)	4,91
Aufschlag: 10 % Stahl der 3 Türme für Rohrleitungen etc.	Schätzung	Stahl (verzinkt)	1,42

GEMIS 4.5 enthält nicht für alle hier verwendeten Materialien explizite Datengrundlagen zu KEA-Werten und Treibhausgasemissionen. Aus diesem Grund wurden die verschiedenen Betonarten zusammengefasst und der Kunststoff PES (Polyethersulfon) wurde wie PVC bewertet. Tabelle 24 gibt einen Überblick über die zugrunde gelegten Daten, wobei sowohl der KEA als auch der KEV aufgeführt sind. Die Unterschiede zwischen KEA und KEV sind nur im Fall der Kunststoffe sehr groß, denn der KEA enthält definitionsgemäß noch den Heizwert des Materials. Die verwendeten Kunststoffe werden nach Ende der Lebensdauer sehr wahrscheinlich thermisch verwertet; die dabei entstehende Energie müsste der Anlage theoretisch wieder gut geschrieben werden. Deshalb wird bei den Baustoffen direkt der KEV zur Berechnung der „Energieinputs“ verwendet.

Tabelle 24: Datengrundlagen zur Berechnung der durch die Baustoffe bedingten KEA , KEV und Treibhausgasemissionen

	Masse (Summe) [t]	spez. KEA [MJ/kg]	spez. KEV [MJ/kg]	spez. THG [kg CO <sub>2eq</sub> /kg]
Beton	5.853	0,99	0,99	0,18
Edelstahl	14,16	27,27	27,26	1,99
Kies	3.973	0,17	0,17	0,01
PVC	1,74	53,82	23,53	2,27
Polystyrol- Hartschaumplatten	2,35	99,41	28,68	3,64
Stahl/Wellblech (verzinkt)	39,06	34,12	34,11	2,60

Die genaue Bezeichnung und Qualität der hier verwendeten GEMIS-Daten ist im Anhang 12 aufgeführt. Zu beachten ist weiterhin, dass die hier aufgeführten Massen noch auf eine Lebensdauer von 20 Jahren umgerechnet werden müssen, um dem gewählten Bilanzzeitraum von einem Jahr zu entsprechen.

### 3.3.3 Berechnung des Eigenstrom- und Eigenwärmebedarfs

Anlagenkomponenten wie Feststoffdosierer, Rührwerke, Pumpen und Druckwasserwäsche benötigen Strom, der normalerweise aus dem öffentlichen Stromnetz bezogen wird. Der Strombedarf dieser Komponenten wird z.B. in kWh/Nm<sup>3</sup> Biogas angegeben. Die Gasaufbereitung hat laut FNR (2009) beispielsweise einen Eigenstromverbrauch von 0,25 kWh/Nm<sup>3</sup>. In dieser Arbeit werden Eigenstrom- und Eigenwärmebedarf allerdings in Prozent des potentiell produzierten Stroms bzw. der potentiell produzierten Wärme angegeben. Dazu muss zunächst die jährliche potentielle Strom- und Wärmeproduktion des BHKW's berechnet werden:

Gleichung 15

$$E_{el/th} = V_{Methan} * H_u * \eta_{el/th}$$

$E_{el/th}$ : elektrische Energie (Strommenge) bzw. thermische Energie (Wärmemenge) [MJ/a]

$V_{Methan}$ : jährlicher, potentieller Methanertrag [Nm<sup>3</sup>/a]

$H_u$ : Heizwert Methan [MJ/Nm<sup>3</sup>]

$\eta_{el/th}$ : elektrischer oder thermischer Wirkungsgrad

Tabelle 25 zeigt die für die Berechnung getroffenen Annahmen und die daraus resultierenden, potentiellen jährlichen Strom- und Wärmemengen.

**Tabelle 25: Berechnung der jährlichen Brutto-Strom- und Wärmeproduktion der Biogasanlage**

	Wert	Einheit
jährlicher Methanertrag	1.193.512	Nm <sup>3</sup>
Heizwert Methan	36	MJ/Nm <sup>3</sup>
Wirkungsgrad <sub>el</sub> BHKW	37,5	%
Wirkungsgrad <sub>th</sub> BHKW	47,5	%
<b>jährliche Stromproduktion (potentiell)</b>	<b>16.112.412</b>	<b>MJ</b>
<b>jährliche Wärmeproduktion (potentiell)</b>	<b>20.409.055</b>	<b>MJ</b>

Die prozentualen Anteile des Eigenstrom- bzw. Eigenwärmebedarfs der einzelnen Komponenten wurden aus (BEIER 2010) abgeleitet und sind in Tabelle 26 aufgelistet.

**Tabelle 26: Eigenstrom- und Eigenwärmebedarf der verschiedenen Biogasanlagen-Komponenten, angegeben in Prozent der Brutto-Strom- bzw. Wärmeproduktion (BEIER 2010)**

	Eigenstrombedarf in Prozent der Brutto-Stromproduktion	Eigenstrombedarf [MJ/a]
Feststoffdosierer	1,76	284.202
Fermenter	4,94	795.769
Nachgärer	2,12	341.042
Gasaufbereitung (Druckwasserwäsche)	16,30	2.626.722
Biomethan-Einspeisung	1,60	258.366
BHKW	0,04	6.152
	Eigenwärmebedarf in Prozent der Brutto-Wärmeproduktion	Eigenwärmebedarf [MJ/a]
Fermenter	2,50	510.226

Da der Eigenstrombedarf aus dem öffentlichen Stromnetz bezogen wird, werden diesem die spezifischen Treibhausgasemissionen des Strommix Deutschland (2010) in Höhe von 0,1624 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ angerechnet (GEMIS 4.5<sup>25</sup>). Der Eigenwärmebedarf wird über eine mit Erdgas betriebene Gasheizung gedeckt, die spezifische THG-Emissionen von 0,0707 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ Wärme verursacht (GEMIS 4.5<sup>26</sup>).

<sup>25</sup> EI-KW-Park-DE-2010 EWI/Prognos (REF) (Datenqualität: mittel: sekundäre, abgeleitete Daten)

<sup>26</sup> Gas-Heizung-Brennwert-DE-2005 (Datenqualität: mittel: sekundäre, abgeleitete Daten)

### 3.3.4 Berechnung der Methangutschrift

Neben der Maissilage wird die Anlage jährlich mit ca. 600 t Schweinegülle beschickt, d.h. einmal wöchentlich werden ca. 11,5 t Schweinegülle aus der Güllegrube des benachbarten Schweinestalls in den Fermenter gepumpt. Dadurch werden Methanemissionen vermieden, die normalerweise bei der Güllelagerung in der Güllegrube entstünden. Diese vermiedenen Methanemissionen werden der Biogasanlage gutgeschrieben.

Folgende Annahmen wurden zur Berechnung der Methangutschriften getroffen, wobei für die Bilanzierung dieser Anlage nur der Wert für die Schweinegülle von Interesse ist.

Tabelle 27: Methangutschriften verschiedener Güllearten

Gülleart	Methangutschrift [kg CH <sub>4</sub> /t]	Quelle
Hühnertrockenkot	3,3	(PEHNT, ET AL. 2007)
Rindergülle	1,8	
<b>Schweinegülle</b>	<b>1,4</b>	
Rindermist	0,3	

### 3.4 Ergebnisse der ökologischen Bewertung

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der ökologischen Bewertung dargestellt. Zunächst werden die Ergebnisse der Feldebene betrachtet. Die funktionelle Einheit, auf die sich die Energieaufwendungen und THG-Emissionen dabei beziehen, ist zunächst ein Hektar. Auf Anlagenebene beziehen sich die Energieaufwendungen bzw. -verluste und die THG-Emissionen auf den Zeitraum von einem Jahr. Für die Biogasanlage werden pro Jahr 200 ha Maisanbaufläche benötigt, so dass die hektarbezogenen Ergebnisse der Feldebene hochgerechnet werden, um Feld- und Anlagenebene miteinander vergleichen zu können.

#### *Feldebene*

Tabelle 28 zeigt die Ergebnisse der Berechnung von KEA und Treibhausgasemissionen auf Feldebene. Aus der Tabelle geht hervor, dass die Energieaufwendungen für die Dieserverbräuche und für die mineralische Stickstoffdüngung am höchsten sind. Bei den Treibhausgasemissionen fallen wiederum die Dieserverbräuche, die Stickstoffdüngung sowie die Lachgasemissionen ins Gewicht.

**Tabelle 28: Ergebnisse der Berechnung des KEA und der Treibhausgasemissionen auf Feldebene – bezogen auf 1 Hektar Silomaisanbau**

<b>Feldebene</b>	<b>KEA [MJ/ha]</b>	<b>THG-Emission [kg CO<sub>2eq</sub>/ha]</b>
Diesel Außenwirtschaft	3.965,83	345,84
Diesel Transport Erntegut	900,39	78,52
Diesel Transport Gärrest	830,36	72,41
min. Stickstoff-Dünger	3.920,90	580,62
min. Phosphor-Dünger	526,68	34,72
min. Kalium-Dünger	-19,53	-1,19
Lachgasemissionen	-	536,40
PSM 1	64,20	3,62
PSM 2	130,20	3,62
PSM 3	8,56	0,48
Saatgut	197,10	2,16
Maschinen	619,71	45,17
<b>Summe</b>	<b>11.144,41</b>	<b>1.702,38</b>

Aus Abbildung 10 geht hervor, dass sowohl der Dieserverbrauch für die Außenwirtschaft als auch die mineralische Stickstoffdüngung je einen Anteil von 35 % am „KEA-Feldebene“ haben. Der Dieserverbrauch insgesamt verursacht 50 % der Energieaufwendungen. Da aufgrund des überschüssigen Kaliums eine Energiegutschrift entsteht, ist Kaliumdünger in dieser Darstellung nicht mitberücksichtigt worden. Die Energieaufwendungen für die Herstellung von Pflanzenschutzmitteln (PSM) und Saatgut sind sehr gering. Im Fall der Pflanzenschutzmittel sind die spezifischen KEA-Werte zur Herstellung von 1 kg Wirkstoff zwar sehr hoch, allerdings sind die applizierten Wirkstoffmengen so gering, dass sie in der Energiebilanz fast vernachlässigbar sind.

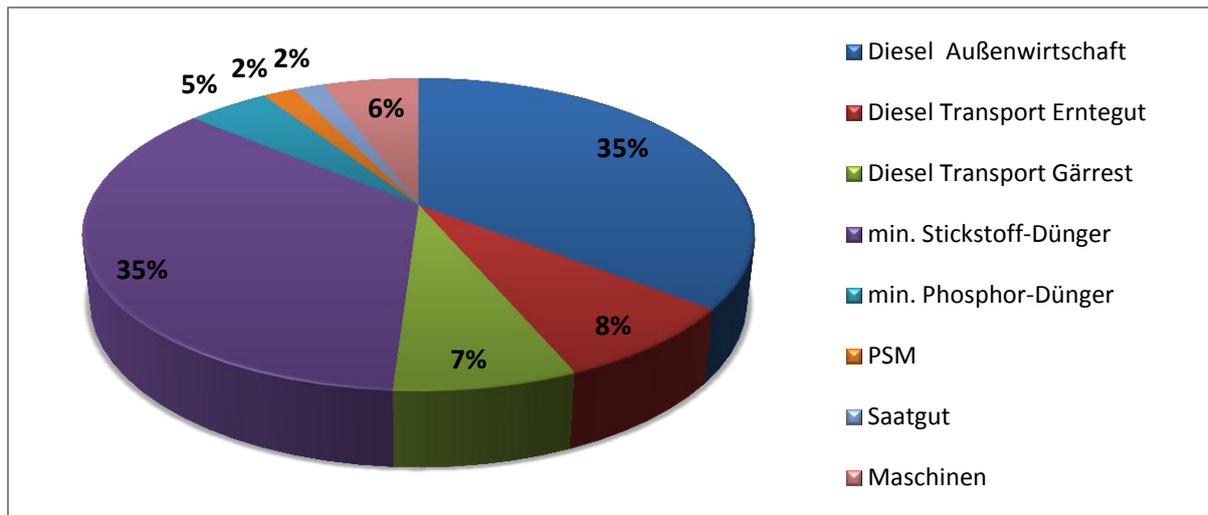


Abbildung 10: Prozentuale Anteile der einzelnen Parameter am „KEA-Feldebene“

In Abbildung 11 sind die entsprechenden prozentualen Anteile an den Treibhausgasemissionen dargestellt. Für die meisten Treibhausgasemissionen sind demnach die Stickstoffdüngung und die Lachgasemissionen verantwortlich. Obwohl nur 1,8 kg Lachgas pro Hektar entstehen (1 % des gedüngten Stickstoffs), sind die Auswirkungen auf die Treibhausgasbilanz - aufgrund des hohen Treibhausgaspotentials von Lachgas (298) - sehr groß.

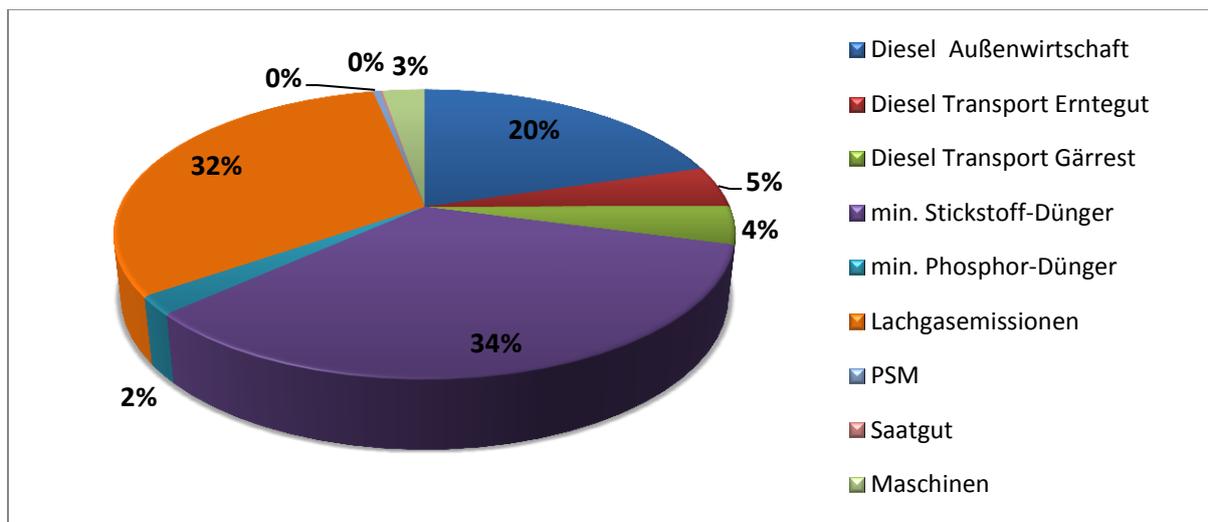


Abbildung 11: Prozentuale Anteile der einzelnen Parameter an den THG-Emissionen auf Feldebene

### Anlagenebene

Tabelle 29 fasst die Ergebnisse der ökologischen Bewertung auf Anlagenebene zusammen. Besonders auffällig sind die hohen Energieverluste aufgrund der Methanemissionen aus dem Gärrestlager sowie der hohe Eigenstrombedarf der Gasaufbereitung mittels Druckwasserwäsche. Beide Parameter tragen zudem wesentlich zu den Treibhausgasemissionen auf Anlagenebene bei. Würde die Anlage ihren Eigenstromverbrauch aus der eigenen Stromproduktion decken, fielen die Treibhausgasemissionen geringer aus, da die spezifischen Treibhausgasemissionen der Biogasanlage niedriger sind als die des deutschen Strommixes. Allerdings macht es für den Anlagenbetreiber aufgrund der hohen Stromvergütung für den Biogasstrom Sinn, soviel Strom wie möglich in das Stromnetz einzuspeisen und diesen „teuren“ Strom nicht für die Anlage zu nutzen.

**Tabelle 29: Überblick über Energieverluste, kumulierte Energieverbräuche (KEV), Treibhausgasemissionen und Gutschriften auf Anlagenebene**

<b>Methanschluß</b>	<b>Energieverlust [MJ/a]</b>	<b>THG-Emissionen [kg CO<sub>2eq</sub>/a]</b>
Methanschluß diffus	429.664	214.832
Methanschluß Notfackel	429.664	23.632
Methanschluß Gärrestlager	2.148.322	1.074.161
<b>Eigenstrombedarf</b>	<b>Energieverlust [MJ/a]</b>	<b>THG-Emissionen [kg CO<sub>2eq</sub>/a]</b>
Feststoffdosierer	284.202	46.154
Fermenter	795.769	129.233
Nachgärer	341.043	55.385
Gasaufbereitung (Druckwasserwäsche)	2.626.722	426.580
Biomethan-Einspeisung	258.366	41.959
BHKW	6.152	999
<b>Eigenwärmebedarf</b>	<b>Energieverlust [MJ/a]</b>	<b>THG-Emissionen [kg CO<sub>2eq</sub>/a]</b>
Fermenter	510.226	36.066
<b>Baustoffe*</b>	<b>KEV [MJ/a]</b>	<b>THG-Emissionen [kg CO<sub>2eq</sub>/a]</b>
Beton	289.724	52.677
Edelstahl	19.300	1.409
Kies	33.770	1.986
PVC	2.047	198
Polystyrol-Hartschaumplatten	3.370	428
Stahl/Wellblech (verzinkt)	66.617	5.078
<b>Methangutschrift</b>		
Schweinegülle		- 21.000
<b>Summe</b>	<b>[MJ/a]</b>	<b>THG-Emissionen [kg CO<sub>2eq</sub>/a]</b>
	<b>8.244.956</b>	<b>2.089.776</b>

\*umgerechnet auf 1 Jahr, bei einer Lebensdauer von 20 a.

Aus Abbildung 12 geht hervor, dass 32 % der Energieverbräuche bzw. -verluste auf Anlagenebene der Gasaufbereitung mittels Druckwasserwäsche zuzuschreiben sind. 26 % der Energieverluste gehen auf das Konto des Methanschlußes aus dem nicht gasdicht abgedeckten Gärrestlager. Weiterhin benötigt der Fermenter für seine Pumpen und Rührwerke 10 % des gesamten „Energieinputs“. Insgesamt macht der Eigenenergieverbrauch (Strom und Wärme) der Anlage knapp 60 % des gesamten „Energieinputs“ aus.

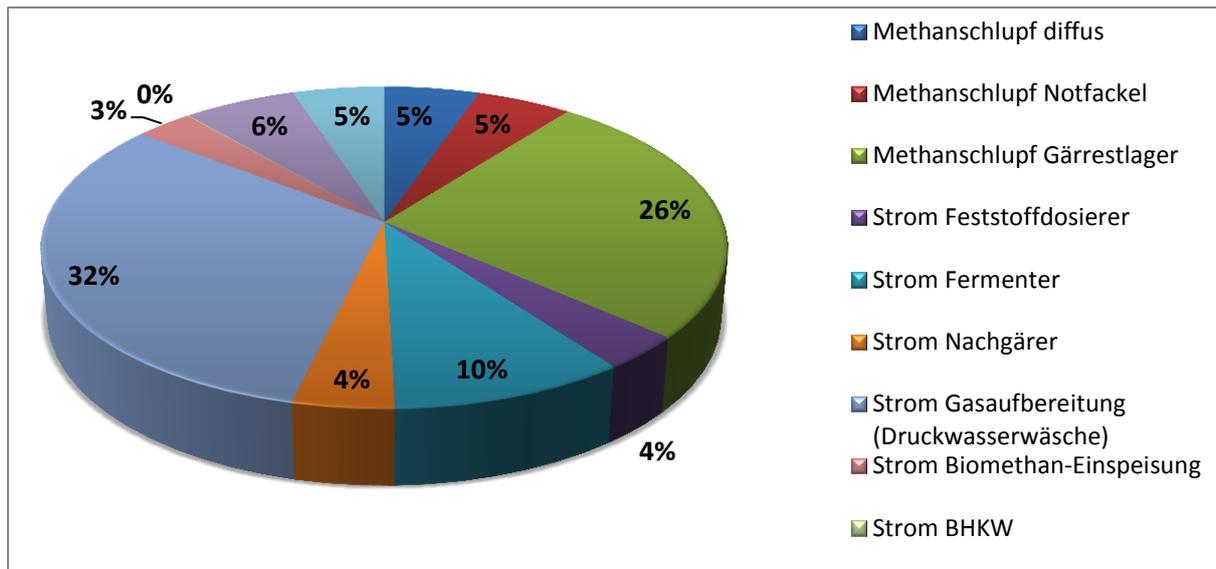


Abbildung 12: Prozentuale Anteile der einzelnen Parameter an den Energieverlusten bzw. -verbräuchen auf Anlagenebene

Bei Betrachtung der Treibhausgasemissionen fällt auf, dass über 50 % aller Emissionen auf Anlagenebene allein dem nicht gasdicht abgedeckten Gärrestlager zuzuschreiben sind (vgl. Abbildung 13). Die Gasaufbereitung verursacht weitere 20 % der Treibhausgasemissionen gefolgt vom diffusen Methanschluß, der für 10 % der Emissionen verantwortlich ist. Die Emissionen der Notfackel fallen kaum noch ins Gewicht, da Methan zu  $\text{CO}_2$  verbrannt wird. Auch die durch den Eigenwärmebedarf verursachten Emissionen fallen mit 2 % kaum ins Gewicht, da der Eigenwärmebedarf dieser Anlage mit 2,5 % der Wärmeproduktion im Vergleich zu anderen Anlagen als sehr niedrig einzustufen ist. Laut FNR (2009 b) liegt der Eigenwärmebedarf der meisten Anlagen zwischen 5,5 und 21,5 % der potentiell möglichen Wärmeerzeugung.

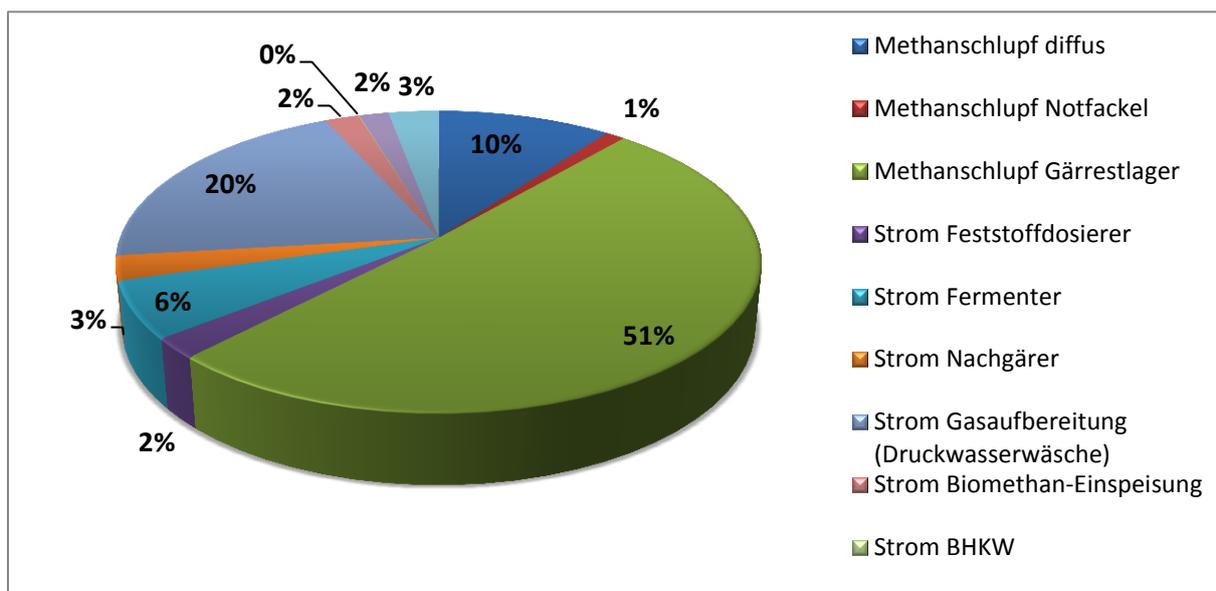


Abbildung 13: Prozentuale Anteile der einzelnen Parameter an den THG-Emissionen auf Anlagenebene

**Gesamtbewertung**

In diesem Unterkapitel werden die Ergebnisse von Feld- und Anlagenebene gemeinsam dargestellt, wobei die Ergebnisse der Feldebene aus Kapitel 3.2.7 noch auf das Einzugsgebiet von 200 ha hochgerechnet wurden. Tabelle 30 zeigt die gesamten Energieaufwendungen und Tabelle 31 die gesamten Treibhausgasemissionen zur Herstellung von Biomethan – bezogen auf den Bilanzzeitraum von einem Jahr.

**Tabelle 30: Liste der gesamten Energieaufwendungen bzw. -verluste für die Erzeugung von Biomethan – bezogen auf einen Bilanzzeitraum von einem Jahr**

<b>Feldebene</b>	<b>Energieaufwand [MJ/ a]</b>
Diesel Außenwirtschaft	793.167
Diesel Transport Erntegut	180.079
Diesel Transport Gärrest	166.072
min. Stickstoff-Dünger	784.181
min. Phosphor-Dünger	105.336
min. Kalium-Dünger	-3.906
PSM	40.592
Saatgut	39.420
Maschinen	123.942
<b>Anlagenebene</b>	<b>Energieaufwand [MJ/ a]</b>
Methanschlupf diffus	429.664
Methanschlupf Notfackel	429.664
Methanschlupf Gärrestlager	2.148.322
Strom Feststoffdosierer	284.202
Strom Fermenter	795.769
Strom Nachgärer	341.043
Strom Gasaufbereitung (Druckwasserwäsche)	2.626.722
Strom Biomethan-Einspeisung	258.366
Strom BHKW	6.152
Eigenwärmebedarf	510.226
Baustoffe	414.827
<b>Summe</b>	<b>10.473.838</b>

**Tabelle 31: Liste der gesamten Treibhausgasemissionen für die Erzeugung von Biomethan – bezogen auf einen Bilanzzeitraum von einem Jahr**

<b>Feldebene</b>	<b>THG-Emissionen [kg CO<sub>2eq</sub>/ a]</b>
Diesel Außenwirtschaft	69.168
Diesel Transport Erntegut	15.704
Diesel Transport Gärrest	14.482
min. Stickstoff-Dünger	116.124
min. Phosphor-Dünger	6.944
min. Kalium-Dünger	-238
Lachgasemissionen	107.280
PSM	1.546
Saatgut	432
Maschinen	9.035
<b>Anlagenebene</b>	<b>THG-Emissionen [kg CO<sub>2eq</sub>/ a]</b>
Methanschlupf diffus	214.832
Methanschlupf Notfackel	23.632
Methanschlupf Gärrestlager	1.074.161
Strom Feststoffdosierer	46.154
Strom Fermenter	129.233
Strom Nachgärer	55.385
Strom Gasaufbereitung (Druckwasserwäsche)	426.580
Strom Biomethan-Einspeisung	41.959
Strom BHKW	999
Eigenwärmebedarf	36.066
Baustoffe	61.775
Methangutschrift	-21.000
<b>Summe</b>	<b>2.430.252</b>

Aus den Tabellen 30 und 31 geht bereits hervor, dass der Anteil der Feldebene am Energieaufwand und an den Treibhausgasemissionen im Vergleich zur Anlagenebene relativ gering ist. Dies wird nochmals in den beiden Abbildungen 14 und 15 deutlich. Die „Feldebene“ hat insgesamt lediglich einen Anteil von 21 % am Energieaufwand. Ihr Anteil an den Treibhausgasemissionen ist mit 13 % noch wesentlich geringer. Methanschlupf und Eigenstromverbrauch haben jeweils mit Abstand die höchsten Anteile am Energieaufwand und an den Treibhausgasemissionen.

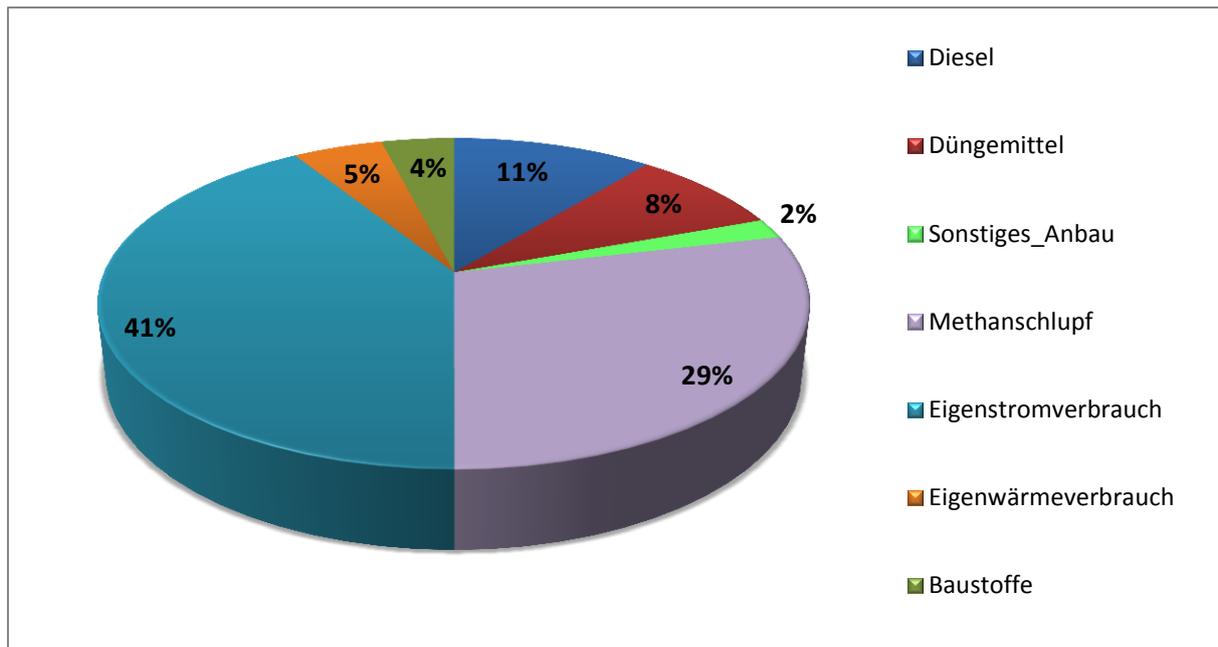


Abbildung 14: Zusammenfassende Darstellung der prozentualen Anteile verschiedener Parameter am Energieaufwand

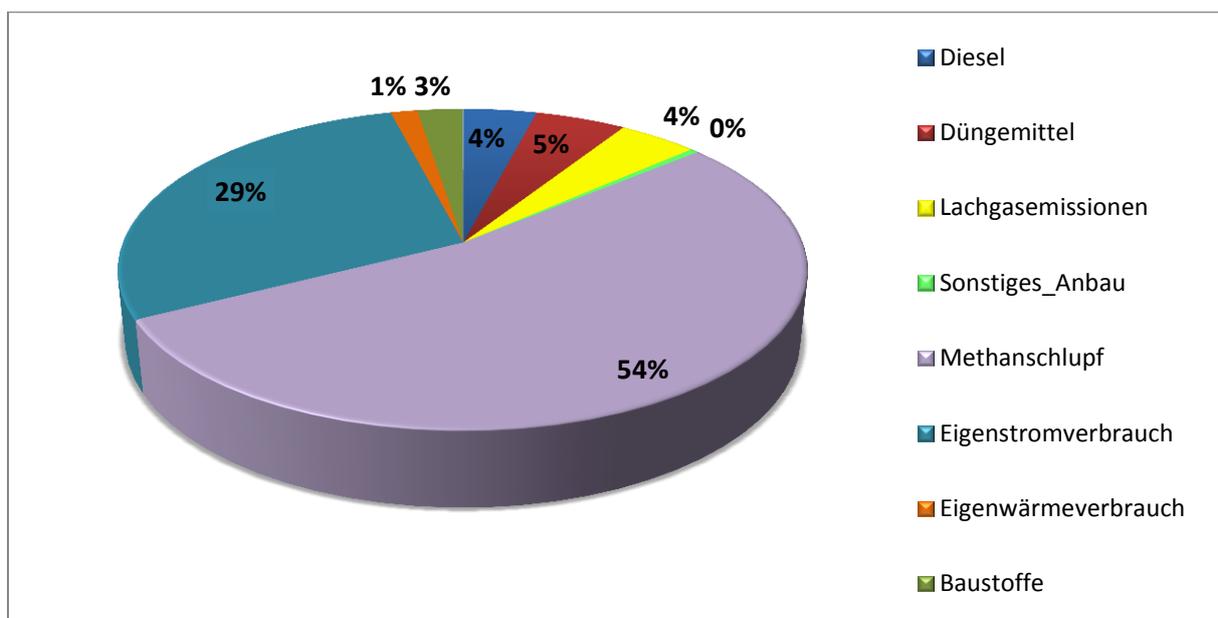


Abbildung 15: Zusammenfassende Darstellung der prozentualen Anteile verschiedener Parameter an den Treibhausgasemissionen

### 3.4.1 Berechnung energetischer Kennzahlen der Biogasanlage

In diesem Kapitel werden die wichtigsten energetischen Kennzahlen der untersuchten Biogasanlage vorgestellt. Dazu zählen der Erntefaktor, der spezifische kumulierte Energieaufwand (KEA) sowie die energetische Amortisationszeit. Die Kennzahlen können als Maß für die energetische Effizienz der Anlage herangezogen werden.

#### **Erntefaktor**

Die Berechnung des Erntefaktors wurde bereits in Gleichung 1 vorgestellt. Der Erntefaktor besagt, wie oft die Biogasanlage die investierte Energie in Form von erneuerbarer Energie wieder „herausholen“ kann. Dazu wird die Menge der produzierten Energie (Strom + Wärme) durch die Summe der Energieaufwendungen (ohne Methanverluste) dividiert.

Für die hier untersuchte Biogasanlage ergibt sich demnach ein Erntefaktor von 4,49 (vgl. Tabelle 32).

**Tabelle 32: Berechnung des Erntefaktors der Biogasanlage**

	[MJ/a]
Summe Energieproduktion (Strom + Wärme; Methanverluste sind berücksichtigt)	33.513.817
Summe der Energieaufwendungen (ohne Methanverluste)	7.466.187
<b>Erntefaktor</b>	<b>4,49</b>

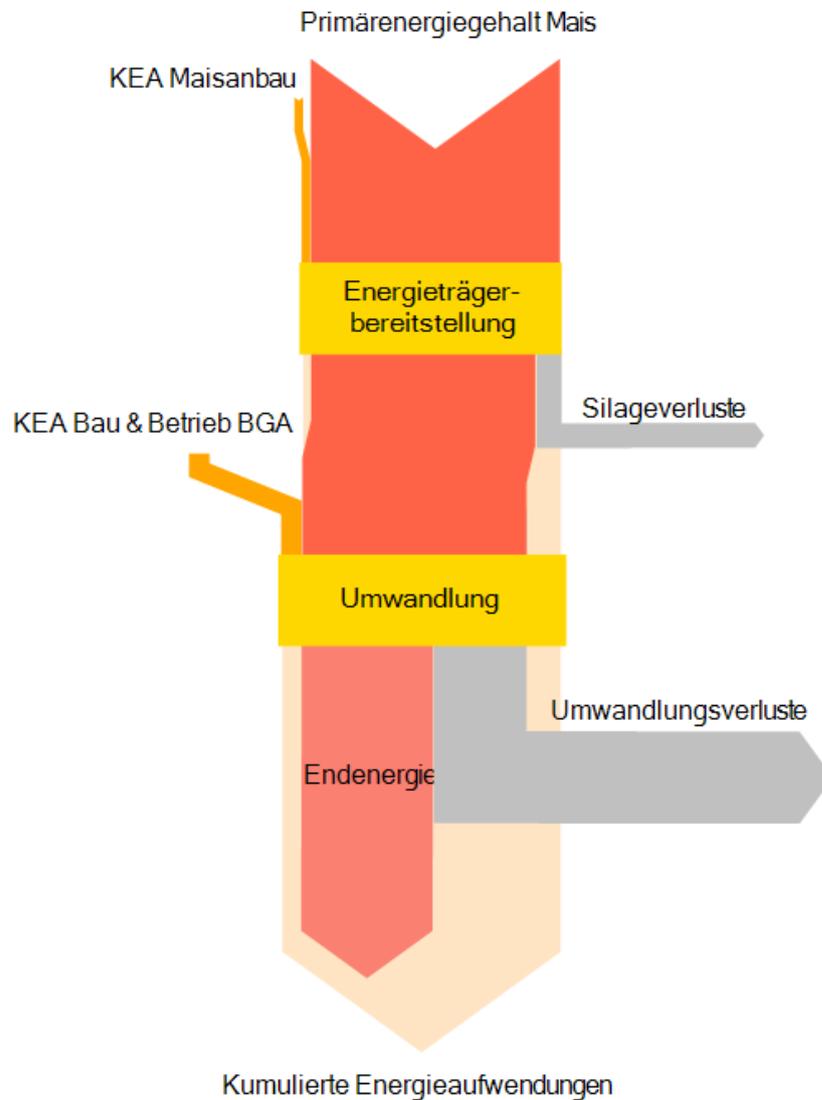
Die Anlage produziert demnach 4,49-mal mehr erneuerbare Energie als sie an fossiler Energie verbraucht. Im Vergleich zur Windenergie, die Erntefaktoren im Bereich von 10 bis 50 aufweisen kann (Grawe, 2005), ist der Erntefaktor relativ gering. Er ist jedoch vergleichbar mit den Erntefaktoren von Photovoltaikanlagen, die im Bereich von 2 bis 8 liegen (Grawe, 2005). Die Erntefaktoren fossiler Energieerzeugung sind stets kleiner als 1, da bei dieser – im Gegensatz zur regenerativen Energieerzeugung – der Primärenergiegehalt der Brennstoffe in die Energieaufwendungen eingerechnet wird (vgl. Kapitel 2.5).

Da die Anlage aufgrund der Gasaufbereitung 100 % der anfallenden Wärme nutzen kann, ist der Erntefaktor als sehr gut einzustufen. Viele landwirtschaftliche Anlagen, die über keine Gasaufbereitung und damit in vielen Fällen auch über kein Wärmekonzept verfügen, weisen zwar geringere Eigenstromverbräuche auf, erreichen aber dafür auch aufgrund der fehlenden Wärmenutzung nur Erntefaktoren im Bereich von ca. 2-3 (eigene Berechnungen). Durch eine Gasaufbereitung oder allgemein durch den Ausbau der Wärmenutzung kann die Effizienz einer Biogasanlage deutlich gesteigert werden.

#### **Spezifischer kumulierter Energieaufwand (KEA)**

Der spezifische KEA zur Bereitstellung von 1 MJ Endenergie (Strom und Wärme) mit Hilfe der hier untersuchten Biogasanlage besagt, wie viel Primärenergie aufgewendet werden muss, um letztendlich 1 MJ an Endenergie (Strom und Wärme) zu erzeugen. Abbildung 16 zeigt, welche „energetischen Komponenten“ der KEA zur Bereitstellung von Strom und Wärme aus Mais umfasst. In der Abbildung sind dazu drei wesentliche Komponenten genannt:

- 1.) Der Primärenergiegehalt (Heizwert)des Energieträgers Mais
- 2.) KEA Maisanbau: Die Energieaufwendungen für den Maisanbau
- 3.) KEA Bau & Betrieb BGA: Die Energieaufwendungen zur Herstellung, Nutzung und Entsorgung der Biogasanlage



**Abbildung 16: Übersicht über die verschiedenen Komponenten des KEA (eigene Darstellung nach SCHWAIGER 1996)**

In Tabelle 33 sind alle zur Berechnung des KEA notwendigen Daten aufgelistet<sup>27</sup>. Der Primärenergiegehalt von Mais entspricht dem Heizwert der Maisfrischmasse, wobei hier ein Wassergehalt von 14 % impliziert wurde. Zu diesem Primärenergiegehalt müssen noch die Energieaufwendungen für den Maisanbau und für die Errichtung und den Betrieb der Biogasanlage hinzugerechnet werden, um den KEA zu erhalten. Demgegenüber steht die Netto-Energieerzeugung (Strom und Wärme) aus dem Maissubstrat. Bei der Umwandlung von Maissubstrat in Strom und Wärme entstehen Verluste, die folgende Ursachen haben:

<sup>27</sup> Die Schweinegülle wurde hier aufgrund ihres niedrigen Energiegehaltes vernachlässigt

- Silageverluste
- Ein Teil der organischen Substanz wird nicht zu CH<sub>4</sub> und CO<sub>2</sub> umgesetzt, sondern verbleibt im Gärrest
- Methanschlupf
- Verluste bei der Strom- und Wärmeerzeugung im BHKW, da der Wirkungsgrad insgesamt „nur“ 85 % beträgt.

**Tabelle 33: Berechnung des spezifischen KEA zur Bereitstellung von 1 MJ Energie (Strom oder Wärme) mit Hilfe der Biogasanlage mit Gasaufbereitung**

Komponente	Bedeutung	Wert [MJ/a]	Anmerkung
Primärenergie Mais	Heizwert von 11.000 t Mais <sup>28</sup>	48.883.488	Heizwert Mais: 15,5 MJ/kg, bei w* = 14 %
KEA Maisanbau	Energieaufwendungen Maisanbau und Ernte	2.228.882	
KEA Bau & Betrieb BGA	Energieaufwendungen zur Herstellung, Nutzung und Entsorgung der Biogasanlage (Eigenenergie + Baustoffe)	5.237.306	
Verluste	Methanschlupf	3.007.650	
W <sub>el/th netto</sub>	Netto-Strom- und Wärmeproduktion	33.513.817	Berücksichtigung des Wirkungsgrades und der Methanverluste
KEA	(Primärenergie Mais) + (KEA Maisanbau) + (KEA Bau & Betrieb BGA)	56.349.676	
<b>spez. KEA</b>	<b>KEA/ W<sub>el/th netto</sub></b>	<b>1,681</b>	<b>Einheit [MJ/MJ<sub>Endenergie</sub>]</b>

\* Wassergehalt

Der Quotient aus KEA und Nettoenergieerzeugung ergibt den spezifischen KEA. Die hier untersuchte Anlage benötigt demnach 1,681 MJ, um 1 MJ Strom und Wärme bereit zu stellen. Der deutsche Strommix 2005 benötigt zum Vergleich 2,89 MJ zur Bereitstellung von 1 MJ Strom. Der Grund für den höheren Wert ist der schlechtere Wirkungsgrad (ca. 33 %), wenn überwiegend Strom produziert wird und nur wenig Wärme ausgekoppelt werden kann. Ein mit Erdgas betriebenes BHKW (1 MW), das auch Strom und Wärme erzeugt, hat dagegen nur einen spezifischen KEA von 1,2002 MJ/MJ Strom (GEMIS 4.5<sup>29</sup>). Würde die Biogasanlage ausschließlich Strom produzieren und die anfallende Wärme nicht nutzen, erhöhte sich der KEA auf ca. 3,5 MJ/MJ<sub>Endenergie</sub>, d.h. die Effizienz der Anlage wäre deutlich schlechter als die des deutschen Strommixes.

<sup>28</sup> Umrechnung von Heizwert Mais (14 % Wassergehalt) auf Heizwert Maisfrischmasse (67% Wassergehalt):

$$LCV_{67} = (LCV_{14} * (1-x_2H_2O) + 2,44 \text{ MJ/kg} (x_1H_2O - x_2H_2O)) / (1-x_1H_2O)$$

LCV: Heizwert Mais (bei 67 bzw. 14 Massenprozent Wasser)  
 x<sub>1</sub>: Massenprozent Wasser „Ausgangsprodukt“ (14 % bzw. 0,14)  
 x<sub>2</sub>: Massenprozent Wasser „Zielprodukt“ (67 % bzw. 0,67)  
 2,44 MJ/kg: Verdampfungsenthalpie Wasser

<sup>29</sup> Gas-BHKW-Mager-1000-DE-2000

**Energetische Amortisationszeit**

Laut Gleichung 2 (vgl. Kapitel 2.5) ist die energetische Amortisationszeit der Biogasanlage die Zeitspanne, die die Anlage benötigt, um wieder die Energiemenge (Strom und Wärme) zu produzieren, die in den Bau der Anlage ( $KEA_H$ ) investiert wurde.

**Gleichung 2**

$$AZ = \frac{KEA_H * L}{E_{netto}}$$

AZ: energetische Amortisationszeit [a]

$KEA_H$ : kumulierter Energieaufwand zur Herstellung der Anlage [MJ/a]

L: Lebensdauer der Anlage [a]

$E_{Netto}$ : Netto-Energieerzeugung [MJ/a]

Tabelle 34 enthält die Datengrundlagen der Biogasanlage zur Berechnung der energetischen Amortisationszeit:

**Tabelle 34: Datengrundlagen zur Berechnung der energetischen Amortisationszeit**

	Wert	Einheit
$KEA_H$	414.827	[MJ/a]
L	20	[a]
$E_{Netto}^*$	26.462.457	[MJ/a]
AZ	0,314	[a]

\*  $KEA_N$  (Energieaufwendungen für den Betrieb der Anlage: 7.051.360,5 MJ/a ) ist bereits abgezogen

Die Zeitspanne, die zur Kompensation des  $KEA_H$  benötigt wird, beläuft sich demnach auf 0,314 Jahre bzw. 114 Tage.

Die kumulierten Energieaufwendungen für die Herstellung der Anlage ( $KEA_H$ ) machen allerdings nur einen Bruchteil der Energieaufwendungen aus, die die Anlage für sich selber benötigt. Deshalb ist es auch von Interesse, wie lange die Anlage in ihrer gesamten Lebensdauer von 20 Jahren ausschließlich Energie zur Deckung ihres Eigenbedarfs produziert. Dies kann mit Hilfe von Gleichung 16 berechnet werden:

## Gleichung 16

$$AZ_E = \frac{(KEA_H + KEA_N) * L}{E_{Strom/Wärme}}$$

$AZ_E$ : Amortisationszeit zur Kompensation des Eigenenergiebedarfs<sup>30</sup> [a]

$KEA_N$ : kumulierter Energieaufwand zur Nutzung der Anlage (Eigenstrom, Eigenwärme, Maisanbau) [MJ/a]

$E_{Strom/Wärme}$ : Strom- und Wärmeproduktion [MJ/a]

Tabelle 35: Datengrundlage zur Berechnung der energetischen Amortisationszeit zur Deckung des Eigenenergiebedarfs

	Wert	Einheit
$KEA_H$	414.827	[MJ/a]
$KEA_N$	7.051.361	[MJ/a]
L	20	[a]
$E_{Strom/Wärme}$	33.513.817	[MJ/a]
$AZ_E$	4,46	[a]

Die Amortisationszeit zur Deckung des Eigenenergiebedarfs der Anlage – betrachtet über die gesamte Lebensdauer – beträgt 4,46 Jahre. Die Anlage hat nach 4,46 Jahren die Energie „herausgeholt“ die sie in ihrer gesamten Lebenszeit selber verbraucht. Unter der Annahme, dass die untersuchte Anlage über keine Gasaufbereitung verfügen und nur Strom produzieren würde, bräuchte sie ca. 7 Jahre bis sie den „energetischen break-even-point“ erreicht hätte.

### 3.4.2 Berechnung der Treibhausgasbilanz der Anlage

In diesem Kapitel werden die beiden wichtigsten Kennzahlen der Treibhausgasbilanz berechnet. Dabei handelt es sich um die spezifischen Treibhausgasemissionen sowie um die prozentuale Treibhausgaseinsparung der Biogasanlage. Diese fungieren als Maß für den Beitrag zum Klimaschutz, den die Anlage leisten kann.

#### **Spezifische Treibhausgasemissionen**

Die spezifischen Treibhausgasemissionen der Anlage besagen, wie viele Treibhausgase pro Einheit erzeugter Energie emittiert werden. Dazu wird die Summe der Treibhausgasemissionen durch die Summe der produzierten Energie (Strom und Wärme) dividiert (Tabelle 36).

<sup>30</sup>  $KEA_E$  (Entsorgung) wurde vernachlässigt

Tabelle 36: Berechnung der spezifischen Treibhausgasemissionen der Anlage

		Einheit
Summe der THG-Emissionen	2.430.252	[kg CO <sub>2eq</sub> /a]
Summe der Energieerzeugung	33.513.817	[MJ/a]
<b>spez. THG-Emissionen</b>	<b>0,07251</b>	<b>[kg CO<sub>2eq</sub>/MJ<sub>Endenergie</sub>]</b>
Vergleich: dt. Strommix 2010 (GEMIS 4.5)	0,16236	[kg CO <sub>2eq</sub> /MJ <sub>Strom</sub> ]
Vergleich: dt. Wärmemix 2005 (GEMIS 4.5)	0.07840	[kg CO <sub>2eq</sub> /MJ <sub>Wärme</sub> ]
Vergleich: Gasheizkraftwerk 2000 (GEMIS 4.5)	0.10135	<b>[kg CO<sub>2eq</sub>/MJ<sub>Endenergie</sub>]</b>

Die hier untersuchte Biogasanlage hat demnach spezifische Treibhausgasemissionen von ca. 0,0725 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ<sub>Endenergie</sub>. Im Vergleich dazu hat der deutsche Strommix spezifische Treibhausgasemissionen in Höhe von ca. 0,162 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ<sub>Strom</sub>, d.h. die Biogasanlage emittiert knapp 55 % weniger Treibhausgase zur Erzeugung von 1 MJ Strom als der deutsche Strommix. Ein Vergleich mit dem deutschen Wärmemix zeigt, dass die spezifischen Treibhausgasemissionen zur Erzeugung von 1 MJ Wärme bei der Biogasanlage lediglich 7,5 % geringer als beim deutschen Wärmemix ausfallen.

Streng genommen können die spezifischen Emissionen der Biogasanlage nicht mit den spezifischen Emissionen des deutschen Strommixes bzw. mit denen des deutschen Wärmemixes verglichen werden, denn beim Strommix werden alle Emissionen ausschließlich dem produzierten Strom bzw. beim Wärmemix der produzierten Wärme zugerechnet, wohingegen bei der Biogasanlage die Emissionen auf die gesamte Endenergie (Strom und Wärme) bezogen werden. Wie sich verschiedene Allokationsverfahren auf die Ergebnisse der spezifischen Treibhausgasemissionen auswirken, wird in der sich anschließenden Diskussion dargestellt. Eine vergleichbare fossile Technologie ist ein Gasheizkraftwerk, da es ebenfalls Strom und Wärme produziert. Dieser Vergleich zeigt, dass die spezifischen THG-Emissionen der Biogasanlage ca. 28,5 % geringer sind als die des Gasheizkraftwerkes. Wie viele Treibhausgase allerdings tatsächlich im Vergleich zu fossilen Referenzszenarien vermieden werden können, wird im nächsten Abschnitt erläutert.

### **Prozentuale Treibhausgaseinsparung**

Das Treibhausgaseinsparpotential gibt an, wie viele THG-Emissionen im Vergleich zu einem fossilen Referenzszenario eingespart werden können. Zunächst wird deshalb berechnet, wie viele Treibhausgase emittiert würden, wenn die gleiche Menge an Strom und Wärme mit fossilen Technologien erzeugt würde. In dieser Arbeit wurde der Kraftwerkspark Deutschland (2005) als Referenz für die Stromerzeugung gewählt. Da die Stromerzeugung aus Biomethan ausschließlich die „fossile“ und „atomare“ Stromerzeugung ersetzt, wurden die erneuerbaren Energien bei der Berechnung der spezifischen THG-Emissionen dieses Referenzszenarios nicht mit berücksichtigt. Im Fall der Wärmeerzeugung wurde der Wärmemix Deutschland (2005) als Referenzszenario ausgewählt, wobei auch hier der Anteil der erneuerbaren Energien herausgerechnet wurde. Wie aus Tabelle 37 hervorgeht, beträgt die absolute Treibhausgaseinsparung ca. 2.134 t CO<sub>2eq</sub>/a und die prozentuale Einsparung gegenüber den fossilen Referenzszenarien beläuft sich auf 46,8 %.

Tabelle 37: Berechnung des Treibhausgaseinsparpotentials der Biogasanlage

	spez. THG-Emissionen [kg CO <sub>2eq</sub> /MJ]	Quelle*	[kg CO <sub>2eq</sub> /a]
Stromreferenz	0,2003	GEMIS: Kraftwerkspark D, fossil + atomar, 2005	2.961.695
Wärmereferenz	0,0856	GEMIS: Wärmemix D, 2005, fossil	1.602.963
<b>Summe THG-Emissionen Referenz</b>			<b>4.564.659</b>
Summe THG-Emissionen Biogasanlage			2.430.252
eingesparte THG-Emissionen (absolut)			2.134.406
<b>prozentuale THG-Einsparung</b>			<b>46,8</b>

\* die genaue Zusammensetzung der Referenzszenarien ist in Anhang 13 und 14 aufgelistet

### 3.5 Diskussion

In diesem Kapitel werden zunächst einige Aspekte, die die Ergebnisse der ökobilanziellen Bewertung sehr stark beeinflussen, aufgegriffen und diskutiert. Zudem wird anhand einiger ausgewählter Szenarien untersucht, wie sich die Ergebnisse verändern, wenn die Biogasanlage auf andere Art und Weise betrieben würde. Anschließend werden die Ergebnisse der ökologischen Bewertung mit den Ergebnissen anderer Studien verglichen, um sie besser einordnen zu können.

#### *Bedeutung des Methanschlupfs*

Die Ergebnisse der ökologischen Bewertung zeigen deutlich, dass der Methanschluß des nicht gasdicht abgedeckten Gärrestlagers einen besonders großen Einfluss auf die Energie- und vor allem auf die Treibhausgasbilanz der Anlage hat. Allein dieser Methanschluß macht 44,2 % der gesamten Treibhausgasemissionen aus. Damit werden die Ergebnisse anderer Studien, die dem Methanschluß eine große Bedeutung beimessen, bestätigt (PEHNT, ET AL. 2007), (MAJER, ET AL. 2008), (KOCH 2009), (GÄRTNER, ET AL. 2008). Wird das Gärrestlager der betrachteten Anlage abgedeckt und das restliche Biogas ebenfalls aufbereitet und im BHKW zu Strom und Wärme umgewandelt, ergeben sich die folgenden Kennzahlen für die Biogasanlage:

Tabelle 38: Vergleich der Kennzahlen der Anlage ohne und mit Abdeckung des Gärrestlagers

	Einheit	ohne Abdeckung des Gärrestlagers	mit Abdeckung des Gärrestlagers
Erntefaktor	[-]	4,49	4,78
spez. THG-Emissionen	[kg CO <sub>2eq</sub> /MJ]	0,07251	0,03803
THG-Einsparpotential	[%]	46,8	71,5
KEA	[MJ/MJ <sub>Endenergie</sub> ]	1,681	1,579
Amortisationszeit Eigenenergiebedarf (AZ <sub>E</sub> )	[a]	4,46	4,19

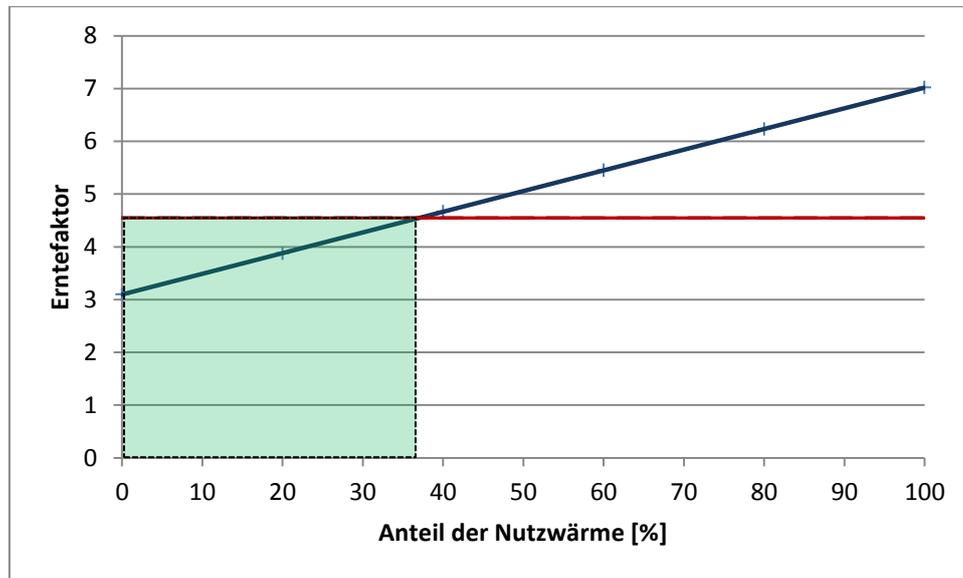
Durch Abdichten des Gärrestlagers können die spezifischen Treibhausgasemissionen nahezu halbiert und das Treibhausgaseinsparpotential kann auf 71,5 % erhöht werden. Damit übertrifft die Biogasanlage bereits die für Biokraftstoffanlagen ab 2018 vorgeschriebenen Mindesteinsparungen von 60 %. Die Methanemissionen aus dem Gärrestlager sind abhängig von der Verweilzeit des Substrates im Fermenter bzw. im Nachgärer. Je kürzer die Verweilzeit, desto höher ist das Restgaspotential des Gärrestes. Zudem spielt die Temperatur im Gärrestlager eine Rolle, denn während der Sommermonate wird mehr Methan emittiert als während der Wintermonate. PEHNT, ET AL. (2007) schätzen die Bandbreite der Restgasemissionen deshalb auf 2,5 bis 15 % der insgesamt produzierten Methanmenge. Aus Sicht des Klimaschutzes ist es deshalb absolut sinnvoll und notwendig, dass die Gärrestlager gasdicht abgedeckt werden. Seit der zweiten Novellierung des EEG sind bestimmte Bonuszahlungen (NaWaRo-, Gülle- und/oder Landschaftspflegebonus) deshalb auch an ein gasdicht abgedecktes Gärrestlager gekoppelt (vgl. Kapitel 2.4).

### ***Bedeutung des Eigenenergieverbrauchs***

Weiterhin ist auffällig, dass der Eigenstromverbrauch der Anlage, der insbesondere durch die Gasaufbereitung mittels Druckwasserwäsche verursacht wird, einen sehr großen Anteil am „Energieinput“ hat (vgl. Abbildung 12 und Abbildung 14). Der Eigenstrombedarf der Druckwasserwäsche beläuft sich auf 0,32 kWh/Nm<sup>3</sup> Rohbiogas. Dieser Wert ist relativ hoch angesetzt, denn der Hersteller geht von einem Eigenstrombedarf zwischen 0,22 und 0,25 kWh/Nm<sup>3</sup> Rohbiogas aus (ISET 2008). PEHNT, ET AL. (2007) schätzen den Eigenstrombedarf der Gasaufbereitung auf 0,5 kWh/Nm<sup>3</sup> Rohbiogas, wobei sie eine Spannweite von 0,1 – 2 kWh/Nm<sup>3</sup> angeben.

Es stellt sich demnach die Frage, ob sich aus energetischer Sicht eine Gasaufbereitung überhaupt lohnt. Die Gasaufbereitung bietet zwar den Vorteil, dass das Gas zu einer Wärmesenke transportiert und die anfallende Wärme dort zu 100 % genutzt werden kann, allerdings wird ein Teil dieser gewonnenen Wärmeenergie aufgrund des hohen Eigenstromverbrauchs der Gasaufbereitung wieder „aufgefressen“. Ab wann sich eine Gasaufbereitung lohnt, soll mit Hilfe von Abbildung 17 geklärt werden: Die rote Linie repräsentiert den Erntefaktor (4,49) der untersuchten Biogasanlage mit Aufbereitung des Biogases und 100 %-iger Wärmenutzung (Gärrestlager offen). Die blaue Linie zeigt die Erntefaktoren dieser Anlage unter der Annahme, dass sie keine Gasaufbereitung besitzt und somit auch einen niedrigeren „Energieinput“ benötigt. Allerdings ist es in diesem Fall schwieriger, ein geeignetes Wärmekonzept für die Anlage zu finden. Wird die Wärme dieser Anlage nicht genutzt, erreicht sie lediglich einen Erntefaktor von ca. 3,1. Können ca. 38 % der anfallenden Wärme dieser Anlage an Fremdnutzer abgegeben werden, erreicht sie den gleichen Erntefaktor wie die Anlage mit Gasaufbereitung. Je mehr Wärme genutzt werden kann, desto höher wird der Erntefaktor. Bei 100 %-iger Nutzung der anfallenden Wärme kann ein Erntefaktor von 7 erreicht werden. Demnach lohnt sich die Gasaufbereitung für eine Biogasanlage aus energetischer Sicht erst, wenn für weniger als 38 % der anfallenden Wärme ein Wärmekonzept realisiert werden kann (grüner Kasten). Der durchschnittliche Grad der Wärmenutzung von Biogasanlagen in Deutschland beträgt derzeit allerdings erst ca. 20 % (DBFZ 2009). In dieser Hinsicht existiert demnach ein großes Optimierungspotential, wobei es auch die Möglichkeit gibt, Biogas ohne Aufbereitung zu einer Wärmesenke zu transportieren. Die Verlegung der dafür notwendigen Gasleitungen kann – ebenso wie die Gasaufbereitung – seit dem 1.1.2009 durch den Technologiebonus finanziert werden. Ein

solches Konzept wurde beispielsweise bei einer Biogasanlage des Abwasserverbandes Braunschweig realisiert (ABWASSERVERBAND BRAUNSCHWEIG 2009).



**Abbildung 17:** Vergleich der Erntefaktoren des Standardszenarios (rote Linie) mit den Erntefaktoren der Anlage ohne Gasaufbereitung und steigenden Anteilen der Wärmenutzung (blaue Linie). Eine Aufbereitung des Biogases lohnt sich, wenn für weniger als 38 % der anfallenden Wärme ein Wärmekonzept realisiert werden kann (grüner Kasten)

Generell sind der Eigenenergieverbrauch und insbesondere der Stromverbrauch der Gasaufbereitung relativ hoch. Insgesamt benötigt die Anlage ca. 26,8 % des produzierten Stroms für sich selber, wobei die Druckwasserwäsche den größten Anteil daran hat. BERGLUND, ET AL. (2006) bestätigen diesen hohen Eigenenergieverbrauch. Sie fanden heraus, dass Biogasanlagen mit Gasaufbereitung in Schweden Eigenenergieaufwendungen in Höhe von ca. 20 – 40 % der im Biogas enthaltenen Energie aufweisen. Allein der Eigenstromverbrauch beträgt 8 – 24 % dieser „Biogasenergie“. Der Eigenenergiebedarf kann sicherlich noch durch verbesserte und angepasste Technologien vermindert werden. Im Bereich der Gasaufbereitung wird zur Zeit etwa an einer drucklosen Aminwäsche geforscht, deren Eigenstromverbrauch im Vergleich zu den bisherigen Verfahren stark reduziert ist. Zudem weist diese Technologie geringe Methanverluste auf und soll auch in kleineren Anlagen wirtschaftlich rentabel eingesetzt werden können (LESSNER 2010). Weiterhin kann durch verbesserte bzw. besser an das Substrat angepasste Rührtechnik (Einsatz von sogenannten Langsamläufern) der Eigenenergieverbrauch von Biogasanlagen deutlich gesenkt und der Methanertrag sogar erhöht werden (ROSTALSKI 2009).

### ***Bedeutung der Güllevergärung***

Durch die Vergärung der Schweinegülle können die Treibhausgasemissionen der Anlage um ca. 1 % gesenkt werden. Da die Schweinegülle nur einen Anteil von ca. 5 % am Gärsubstrat hat, ist ihr Einfluss auf die Treibhausgaseinsparung in diesem Fall sehr gering. Viele Autoren plädieren allerdings aus verschiedenen Gründen für eine verstärkte Nutzung von Gülle in landwirtschaftlichen Biogasanlagen (KOCH (2009), GÄRTNER, ET AL. (2008), BACHMAIER, ET AL. (2008), CLEMENS, ET AL. (2006), MAJER, ET AL. (2008)):

- Durch die Vergärung in Biogasanlagen wird die Gülle sowohl energetisch als auch stofflich genutzt, so dass sowohl fossile Energieträger als auch mineralische Düngemittel ersetzt werden.

- Die Düngereigenschaften der Gärreste sind besser als die der Gülle, da die direkte Pflanzenverfügbarkeit der Nährstoffe höher ist.
- Die Vermeidung der Methanemissionen, die normalerweise bei der Güllelagerung entstehen, führt z.T. zu erheblichen Treibhausgasgutschriften, die sogar die Treibhausgasemissionen der Anlage überkompensieren können.
- Gülle muss im Gegensatz zu nachwachsenden Rohstoffen nicht erst angebaut werden, so dass keine Umweltwirkungen (bezogen auf verschiedene Wirkungskategorien wie Klimawandel, Versauerung, Eutrophierung, Biodiversität, Humantoxizität) aufgrund der Anbauvorkette entstehen.

MAJER, ET AL. (2008) untersuchten mit Hilfe unterschiedlicher Szenarien die Auswirkungen der Güllevergärung auf die spezifischen Treibhausgasemissionen einer Biogasanlage. Die Anlage, die keine Gülle vergärt und somit keine Güllegutschrift erhält, weist dabei spezifische Treibhausgasemissionen in Höhe von 0,11 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ<sub>el</sub> auf. Bei einem Gülleanteil von 60 % sinken die spezifischen Emissionen um 90 % auf ca. 0,01 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ<sub>el</sub>. Dies liegt zum einen an den hohen Gutschriften aufgrund der Vermeidung von Methanemissionen aus der Güllevorkette und zum anderen an den verminderten Emissionen aus der Vorkette des NaWaRo-Anbaus, da weniger Energiepflanzen angebaut werden müssen.

### **Einordnung der Dieserverbräuche**

Die hier berechneten Dieserverbräuche spiegeln die Daten des KTBL wider. Inwieweit diese Daten realistisch sind, sollte durch einen Vergleich mit Praxisdaten analysiert werden. Der durchschnittliche Dieserverbrauch zum Einbringen der Maisernte (inkl. Festfahren) für die untersuchte Biogasanlage betrug 2,5 l/t FM (schriftliche Mitteilung von Herrn Jourdan<sup>31</sup> vom 21.01.2009). Um diesen Wert mit den Ergebnissen der in Kapitel 3.2.1 abgeleiteten Schätzfunktion zu vergleichen, wurden folgende Rahmenbedingungen angenommen, die lt. Herrn Jourdan die realen Bedingungen gut widerspiegeln:

Die Biogasanlage benötigt ca. 11.000 t Maissilage jährlich, die auf einer Fläche von 200 ha produziert werden. Dies entspricht einem Ertrag von 55 t/ha. Die Schläge befinden sich innerhalb eines Radius von 10 km Entfernung zur Biogasanlage, so dass eine durchschnittliche Feld-Anlagen-Entfernung von 5 km angenommen werden kann. Für die durchschnittliche Hof-Feld-Entfernung wurde der Wert 2 km angenommen und für die durchschnittliche Schlaggröße der Wert 2 ha. Gleichung 17, Gleichung 18 und Gleichung 19 zeigen beispielhaft die Berechnung der entsprechenden Dieserverbräuche.

#### **Gleichung 17: Beispielrechnung Dieserverbrauch Außenwirtschaft**

$$Diesel_{Außen} = \left(0,009 * 5km * 55 \frac{t}{ha}\right) + \left(0,680 * 55 \frac{t}{ha}\right) + \left(24,427 * \left(\frac{1}{\sqrt{2 ha}}\right)\right) + 41,381$$

#### **Gleichung 18: Beispielrechnung Dieserverbrauch Transport Erntegut**

$$Diesel_{Transp.} = \left(0,051 * 5km * 55 \frac{t}{ha}\right) + \left(0,03 * 55 \frac{t}{ha}\right) + \left(3,61 * \left(\frac{1}{\sqrt{2 ha}}\right)\right) + 4,146$$

---

<sup>31</sup> Landwirt und Betreiber der Biogasanlage

**Gleichung 19: Beispielrechnung Dieserverbrauch Gärrestaubsbringung**

$$Diesel_{Gärrest} = \left(0,061 * 5km * 37 \frac{t}{ha}\right) + \left(0,146 * 37 \frac{t}{ha}\right) + \left(1,828 * \left(\frac{1}{\sqrt{2 ha}}\right)\right) + 2,645$$

Tabelle 39 zeigt die Ergebnisse dieser Schätzfunktionen im Vergleich mit dem „Praxiswert“.

**Tabelle 39: Vergleich der geschätzten Dieserverbräuche mit Praxiswerten**

Ergebnis	Schätzung [l/ha]	Schätzung [l/t FM]	Praxiswert* [l/t FM]
Diesel <sub>Außenwirtschaft</sub>	98,53	1,79	
Diesel <sub>Transport</sub>	22,37	0,41	
Diesel <sub>Gärrest</sub>	20,63	0,38	
Diesel <sub>Summe</sub>	141,53	2,58	2,5

\* enthält lediglich den Dieserverbrauch für die Maisernte (Häcksler, Transport, Festfahren)

Der „Praxiswert“ ist etwa gleich hoch wie der geschätzte Wert, obwohl dabei nur die Dieserverbräuche der Maisernte, des Maistransportes und des Festfahrens enthalten sind. Die übrigen Arbeitsschritte der Außenwirtschaft sind – im Gegensatz zur Schätzfunktion – nicht berücksichtigt. Im Falle dieses Vergleichs unterschätzen die abgeleiteten Funktionen den Praxiswert. Die Gründe dafür liegen sicherlich in den von der Realität abweichenden Annahmen wie z.B. der rechteckigen Schlagform, der Vernachlässigung von Höhenunterschieden und Unterschieden im Bodenbearbeitungswiderstand. Zudem kann es aufgrund von unterschiedlichen Mechanisierungen zu Differenzen zwischen „Praxiswert“ und Schätzwert kommen.

Studien, die ebenfalls mit dem KTBL-Datensatz kalkulieren, kommen zu ähnlichen Ergebnissen (KOCH 2009), allerdings zeigt der Vergleich mit anderen Daten aus der Literatur, dass die Dieserverbräuche durch die abgeleitete Funktion eher unterschätzt werden. In einer Studie über die Energieeffizienz von Ackerbau-, Milchvieh- und Schweinemastbetrieben in Flandern wurde ausgerechnet, dass der Dieserverbrauch für die Außenwirtschaft der Ackerbaubetriebe im Durchschnitt ca. 196,2 l/ha beträgt (MEUL, ET AL. 2007). Das sind ca. 40 % mehr als das auf KTBL-Daten basierende Modell in dieser Arbeit errechnet. Allerdings ist die Spannweite auch hier sehr groß, denn die besten bzw. effizientesten Ackerbaubetriebe benötigten lediglich 105 l/ha. TUOMISTO, ET AL. (2008) schätzten für den Anbau von Rohrglanzgras in Finnland einen Dieserverbrauch von 133,6 l/ha, wobei drei Ernten pro Jahr durchgeführt wurden. DALGAARD, ET AL. (2001) entwickelten ebenfalls ein Modell, mit dem der fossile Energieinput in der dänischen Landwirtschaft abgeschätzt werden kann. Diese Werte liegen generell auf einem höheren Niveau als die KTBL-Daten. Das KTBL hat Anfang 2009 seine Daten im „Dieselbedarfsrechner“ aktualisiert, wobei die Dieserverbräuche i.d.R. gesunken sind. Die Werte von DALGAARD, ET AL. (2001) wurden anhand von Literaturwerten der 80-er und 90-er Jahre und anhand von eigenen Beobachtungen, wahrscheinlich aus dem Jahr 2000 erhoben. Sicherlich ist es in den letzten Jahren zu Effizienzsteigerungen in der Landwirtschaft gekommen, was allerdings lt. DENKER, ET AL. (2009) eher den Ertragssteigerungen und nicht den Dieseleinsparungen zuzuschreiben ist.

TOEWS (2007) berechnete die Kosten und Dieserverbräuche verschiedener Transportmöglichkeiten für Biogassubstrat. Bei einer Transportentfernung von 5 km, einem Ertrag von 46 t FM/ha und einer Auslastung des Transportfahrzeugs von 79 % errechnete er einen Dieserverbrauch von 41 l/ha für einen Häckselgutwagen (50,5 m<sup>3</sup>). Dies ist fast doppelt soviel, wie der hier berechnete Wert von 22,37 l für einen ähnlichen Transportprozess. Im Vergleich zu „Praxiswerten“ und den Daten anderer Studien sind die hier berechneten Dieserverbräuche demnach als niedrig einzustufen.

### ***Vergleich mit anderen Studien***

Der Vergleich dieser Studie mit anderen Studien dient der besseren Einordnung der Ergebnisse. Die beiden Kennzahlen Erntefaktor und spezifische Treibhausgasemissionen werden auch in anderen Studien erhoben, so dass sie gut für den Vergleich der Ergebnisse herangezogen werden können. BERGLUND, ET AL. (2006) bewerteten beispielsweise die Biomethanherzeugung<sup>32</sup> in Schweden mit Hilfe des reziproken Erntefaktors (Quotient aus Energieinput und Energieoutput). Sie untersuchten die Unterschiede zwischen verschiedenen Gärsubstraten, wobei diese eine große Spannweite von fettreichen Substraten über verschiedene Gülle bis hin zu Grassilage abdeckten. Die fettreichen Substrate erzielten den höchsten Erntefaktor von (umgerechnet) 7,7. Den niedrigsten Erntefaktor erreichten die Grassilagen mit einem Wert von 2,5. Der hier berechnete Erntefaktor von ca. 4,5 für das hauptsächlich aus Maissilage bestehende Gärsubstrat liegt zwischen diesen beiden „extremen“ Gärsubstraten und passt somit gut in den von BERGLUND, ET AL. (2006) aufgestellten Rahmen. EFFENBERGER, ET AL. (2006) berechneten für eine 3-stufige, mit Rindergülle betriebene Pilot-Biogasanlage – bestehend aus zwei mesophilen und einer thermophilen Stufe – einen Erntefaktor von 0,31. Bei Übertragung der gewonnenen Daten auf eine normal dimensionierte Anlage, die die Gülle von 500 GV<sup>33</sup> vergären kann, ergab sich ein Erntefaktor von 2,2. TUOMISTO, ET AL. (2008) berechneten ebenfalls die reziproken Erntefaktoren unterschiedlicher Gärsubstrate (Grassilagen, Rohrglanzgras) für verschiedene Szenarien (organische versus mineralischer Düngung, mit und ohne Wärmenutzung). Die Erntefaktoren reichten von ca. 2,6 (Grassilage organisch, ohne Wärmenutzung) bis ca. 4,8 (Rohrglanzgras organisch, mit Wärmenutzung).

Die Angaben zu den spezifischen Treibhausgasemissionen schwanken in der Literatur sehr stark. Methodisch unterscheiden sich viele Studien von dieser Arbeit, da sie andere Allokationsmethoden bzw. die Gutschriftmethode anwenden. Deshalb wird im Folgenden zunächst dargestellt bzw. diskutiert, wie sich die spezifischen THG-Emissionen der untersuchten Biogasanlage verändern können, wenn unterschiedliche Allokationsmethoden angewendet werden.

Eine Allokation ist – wie bereits im Kapitel 2.5 erläutert – die „Zuordnung der Input- oder Outputflüsse eines Prozesses oder eines Produktsystems zum untersuchten Produktsystem und zu einem oder mehreren anderen Produktsystemen“ (DIN EN ISO 14040 2006). Im Falle des hier untersuchten KWK<sup>34</sup>-Prozesses bedeutet dies, dass die Treibhausgasemissionen auf die beiden Produkte Strom und Wärme aufgeteilt werden müssen. In den beiden Extremfällen werden die gesamten Emissionen entweder dem Strom oder der Wärme zugeordnet, je nachdem welches Produkt als Hauptprodukt gilt. Daraus resultiert eine spezifische Treibhausgasemission von 0,1622 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ<sub>el</sub> für die Stromproduktion bzw. von 0,1280 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ<sub>th</sub><sup>35</sup> für die Wärmeproduktion. Da aufgrund des höheren thermischen Wirkungsgrades mehr Wärme als Strom produziert wird, ist die spezifische thermische Treibhausgasemission niedriger.

---

<sup>32</sup> d.h. die Aufbereitung auf Erdgasqualität ist berücksichtigt

<sup>33</sup> GV: Großvieheinheit, 1 GV entspricht 500 kg Lebendgewicht

<sup>34</sup> KWK: Kraft-Wärme-Kopplung

<sup>35</sup> Diese und die folgenden Werte beziehen sich immer auf die „Brutto“-Strom- bzw. -Wärmeproduktion, d.h. der gesamte Energieaufwand für den Maisanbau und den Betrieb der Anlage wurden noch nicht berücksichtigt. Lediglich die Methanverluste sind mit eingerechnet.

Die Zuordnung aller Emissionen auf lediglich ein Produkt ist jedoch wenig sinnvoll. Eine einfache Methode der Zuordnung ist die sogenannte Wirkungsgradmethode, die die Einzelwirkungsgrade für Strom und Wärme ins Verhältnis zum Gesamtwirkungsgrad setzt (FRITSCH, ET AL. 2008). Dies entspräche auch einer Allokation nach dem Energiegehalt. Der Allokationsfaktor für die Stromproduktion ergibt sich dabei aus folgender Gleichung:

**Gleichung 20:**

$$F_{el} = \frac{\eta_{el}}{(\eta_{el} + \eta_{th})}$$

$F_{el}$  = „Strom-Allokationsfaktor“

$\eta_{el}$  = el. Wirkungsgrad [%]

$\eta_{th}$  = th. Wirkungsgrad [%]

Bei einem elektrischen Wirkungsgrad von 37,5 % und einem thermischen Wirkungsgrad von 47,5 % ergibt sich ein Allokationsfaktor von 0,4412 für den Strom und von 0,5588 für die Wärme. Unter dieser Annahme würden sowohl für den Strom als auch für die Wärme spezifische Treibhausgasemissionen von 0,0725 kg CO<sub>2eq</sub>/kWh entstehen.

Strom gilt jedoch als das höherwertige Produkt bzw. als das Hauptprodukt des KWK-Prozesses, da Strom den höheren Exergiegehalt besitzt. Der Exergiegehalt der jeweiligen Produkte Strom und Wärme kann somit als Verteilschlüssel dienen (HOCHFELD 1998). Exergie ist vereinfacht gesagt, die Fähigkeit einer Energieform, Arbeit zu verrichten wenn sie in ein thermodynamisches Gleichgewicht mit ihrer Umgebung gebracht wird. Strom hat eine Exergie von 1, d.h. 100 % des Energiegehaltes können für die Verrichtung von Arbeit genutzt werden. Der Exergiegehalt der Wärme ergibt sich aus der Temperaturdifferenz mit der Umgebung.

**Gleichung 21:**

$$E_w = 1 - \left( \frac{T_U}{T_W} \right)$$

$E_w$  = Exergiegehalt der Wärme

$T_U$  = Umgebungstemperatur [K]

$T_W$  = Temperatur der „Wärme“ [K]

Unter der Annahme, dass die Temperatur der Wärme 60 °C (333,15 K) und die Umgebungstemperatur 4 °C (277,15 K) beträgt, ergibt sich für die Wärme ein Exergiegehalt von 0,168, d.h. nur 16,8 % der erzeugten Energie können für die Verrichtung von Arbeit genutzt werden. Insgesamt erzeugt die Biogasanlage Wixhausen 18.980.421<sup>36</sup> MJ Wärme pro Jahr. Davon können allerdings unter den oben getroffenen Annahmen nur 3.188.711 MJ in Arbeit umgewandelt werden. Dieser Anteil entspricht nur 17,5 % des gesamten Exergieoutputs der Anlage. Wird der Wärme nur ein Anteil von 17,5 % der gesamten Treibhausgase zugeordnet, ergibt sich eine spezifische

---

<sup>36</sup> Unter Berücksichtigung von Methanverlusten in Höhe von 7 % (Gärrestlager offen)

Treibhausgasemission von 0,0224 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ<sub>th</sub>. Dem Strom dagegen werden spezifische Emissionen von 0,1338 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ<sub>el</sub> zugeordnet. Dieser Ansatz ist sicherlich sinnvoll, um der Wertigkeit der beiden Produkte Strom und Wärme gerecht zu werden, jedoch ändert sich das Verhältnis von Wärmetemperatur und Umgebungstemperatur ständig, so dass es schwierig ist, allgemeingültige, vergleichbare Faktoren abzuleiten.

Neben physikalischen Parametern wie Energie- oder Exergiegehalt könnten auch ökonomische Parameter wie z.B. die Preise für eine kWh Wärme oder eine kWh Strom für die Ableitung von Allokationsfaktoren herangezogen werden. Diese Vorgehensweise soll hier allerdings nicht gesondert dargestellt werden. Zudem gibt es neben den Allokationsverfahren auch Gutschriftverfahren. Dabei werden zunächst dem Hauptprodukt (Strom) die gesamten Treibhausgasemissionen zugeschrieben. Anschließend wird berechnet, wie viel fossil erzeugte Wärme durch den KWK-Prozess ersetzt werden kann. Die Emissionen, die dieses fossile Referenzszenario erzeugt, werden von den Gesamtemissionen für den Strom abgezogen. Bei Anwendung dieses Verfahrens (Wärmereferenz: GEMIS 4.5: Wärmemix fossil D 2005) ergibt sich eine spezifische Treibhausgasemission von 0.05376 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ<sub>el</sub> für die untersuchte Biogasanlage. Die Höhe der Wärmegutschrift ist in starkem Maße abhängig von der gewählten fossilen Wärmereferenz, was die Vergleichbarkeit von Studien, die unterschiedliche Referenzszenarien verwenden, erschwert.

Eine sehr sinnvolle Allokationsmethode, die die Effizienz der Kraft-Wärme-Kopplung gegenüber der getrennten Erzeugung von Strom und Wärme berücksichtigt, ist die sogenannte „Finnische Methode“ oder „eta-Methode“ (FRITSCH, ET AL. 2008). Zwar sind die einzelnen Wirkungsgrade für die Strom- und Wärmeerzeugung beim KWK-Prozess geringer als bei der getrennten Erzeugung, dem stehen jedoch ein geringerer Brennstoffeinsatz - und damit verbunden auch geringere Emissionen - für die gesamte Energieerzeugung gegenüber. Den nachstehenden Berechnungen liegen folgende Annahmen zugrunde:

**Tabelle 40: Eingangsparameter zur Berechnung der Allokationsfaktoren nach der „eta“-Methode**

<b>el. Wirkungsgrad KWK: <math>\eta_{KWK_{el}}</math> [%]</b>	<b>el. Wirkungsgrad Referenz: <math>\eta_{Ref_{el}}</math> [%]</b>	<b>th. Wirkungsgrad KWK: <math>\eta_{KWK_{th}}</math> [%]</b>	<b>th. Wirkungsgrad Referenz: <math>\eta_{Ref_{th}}</math> [%]</b>
37,5	40	47,5	90

Zunächst kann die Effizienz des KWK-Prozesses im Vergleich zur (getrennten) Referenzerzeugung ermittelt werden. Dabei wird berechnet, wie viel Primärenergie gegenüber der getrennten Erzeugung eingespart werden kann (RICHTLINIE 2004/8/EG, 2004), (FRITSCH, ET AL. 2008):

**Gleichung 22**

$$EE = \left( 1 - \frac{1}{\frac{\eta_{KWK_{th}}}{\eta_{Ref_{th}}} + \frac{\eta_{KWK_{el}}}{\eta_{Ref_{el}}}} \right)$$

EE = (Primär-) Energieeinsparung [%]

$\eta_{KWK_{th}}$  = thermischer Wirkungsgrad des BHKW's [%]

$\eta_{Ref_{th}}$  = thermischer Wirkungsgrad der Referenzanlage (getrennte Erzeugung) [%]

$\eta_{KWK_{el}}$  = elektrischer Wirkungsgrad des BHKW's [%]

$\eta_{Ref_{el}}$  = elektrischer Wirkungsgrad der Referenzanlage (getrennte Erzeugung) [%]

Unter Verwendung des in Tabelle 40 angenommenen Parametersatzes ergibt sich eine (Primär-) Energieeinsparung gegenüber einer getrennten Erzeugung von 32 %.

Die folgenden Gleichungen dienen der Berechnung der Allokationsfaktoren ( $F_{el}$  bzw.  $F_{th}$ ) für die Strom- und Wärmeproduktion (nach FRITSCH ET AL. 2008):

**Gleichung 23**

$$F_{el} = (1 - EE) * \frac{\eta_{KWK_{el}}}{\eta_{Ref_{el}}}$$

**Gleichung 24**

$$F_{th} = (1 - EE) * \frac{\eta_{KWK_{th}}}{\eta_{Ref_{th}}}$$

Die Berechnungen ergeben einen Allokationsfaktor von 0,64 für die Stromproduktion und von 0,36 für die Wärmeproduktion. Der höhere Allokationsfaktor für Strom macht Sinn, denn im Vergleich zum Referenzsystem erzeugt das BHKW 94 % des „Referenzstroms“, aber nur 53 % der „Referenzwärme“. Demnach sollte – bei einem Vergleich mit der getrennten Erzeugung – der größere Teil des Brennstoffs und damit auch der Emissionen dem Strom zugeordnet werden. Anhand dieser Allokation ergeben sich spezifische Treibhausgasemissionen von 0,1038 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ<sub>el</sub> und 0,0461 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ<sub>th</sub>.

Um eine bessere Übersicht über die Ergebnisse der verschiedenen Allokationsmethoden zu bekommen, sind sie in Tabelle 41 nochmals aufgelistet, wobei die Ergebnisse für die beiden Szenarien „Gärrestlager offen“ und „Gärrestlager abgedeckt“ berechnet wurden.

**Tabelle 41: Übersicht über die Datengrundlagen für die Allokations-Berechnungen sowie über die Ergebnisse der verschiedenen Allokationsmethoden**

Datengrundlagen	Gärrestlager abgedeckt	Gärrestlager offen	Einheit
Stromproduktion	15.790.164	14.984.543	[MJ/a]
Wärmeproduktion	20.000.874	18.980.421	[MJ/a]
THG-Emissionen	1.356.091	2.430.252	[kg CO <sub>2eq</sub> /a]
Allokationsmethode	spez. THG- Emissionen	spez. THG- Emissionen	
100 % auf Strom	0,0859	0,1622	[kg CO <sub>2eq</sub> /MJ <sub>Strom</sub> ]
100 % auf Wärme	0,0678	0,1280	[kg CO <sub>2eq</sub> /MJ <sub>Wärme</sub> ]
energetische Allokation	0,0380	0,0725	[kg CO <sub>2eq</sub> /MJ <sub>Strom/Wärme</sub> ]
Exergiegehalt Strom	0,0709	0,1338	[kg CO <sub>2eq</sub> /MJ <sub>Strom</sub> ]
Exergiegehalt Wärme	0,0119	0,0224	[kg CO <sub>2eq</sub> /MJ <sub>Wärme</sub> ]
(Wärme)-Gutschriftverfahren	-0,0225	0,0538	[kg CO <sub>2eq</sub> /MJ <sub>Strom</sub> ]
"finnische" bzw. "eta"-Methode (Strom)	0,0550	0,1038	[kg CO <sub>2eq</sub> /MJ <sub>Strom</sub> ]
"finnische" bzw. "eta"-Methode (Wärme)	0,0244	0,0461	[kg CO <sub>2eq</sub> /MJ <sub>Wärme</sub> ]

Aus Tabelle 41 geht hervor, dass die spezifischen Treibhausgasemissionen bei Anwendung des Gutschriftverfahrens in der Regel geringer ausfallen als bei Anwendung der anderen Allokationsverfahren. Im Fall eines geschlossenen Gärrestlagers können die Gutschriften aus der Wärmeerzeugung die Treibhausgasemissionen der Anlage sogar überkompensieren. Ansonsten sind die spezifischen Emissionen der Anlage mit offenem Gärrestlager bei allen Allokationsmethoden nahezu doppelt so hoch wie bei der Anlage mit einem gasdicht abgedeckten Gärrestlager. Die aufgrund der verschiedenen Allokationsmethoden erzeugte Spannweite der spezifischen Treibhausgasemissionen reicht bei der Stromproduktion (Gärrestlager geschlossen) von -0,0225 bis 0,0859 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ<sub>Strom</sub>. Die Unterschiede können demnach bis zu 0,1084 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ<sub>Strom</sub> betragen. Viele Autoren umgehen deshalb eine Allokation, indem sie die Treibhausgasemissionen auf das produzierte Biogas bzw. Biomethan beziehen, was eine bessere Vergleichbarkeit der Biogasanlagen untereinander ermöglicht, aber die Vergleichbarkeit mit anderen strom- und/oder wärmeproduzierenden Technologien erschwert.

Der folgende Vergleich mit Ergebnissen aus anderen Studien dient der besseren Einordnung der hier berechneten Werte für die spezifischen Treibhausgasemissionen.

FRITSCH, ET AL. (2008) berechneten mit Hilfe der „eta-Methode“ u.a. die spezifischen Treibhausgasemissionen von zwei verschiedenen Biogasanlagen. Eine mit Gülle betriebene Biogasanlage mit Einspeisung wies demnach spezifische Emissionen in Höhe von 0,0448 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ<sub>Strom</sub> bzw. 0,0208 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ<sub>Wärme</sub> auf und eine NaWaRo-Anlage ohne Einspeisung erreichte ganz ähnliche Werte in Höhe von 0,0437 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ<sub>Strom</sub> bzw. 0,0203 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ<sub>Wärme</sub>. Die Größenordnungen entsprechen ungefähr den hier präsentierten Werten für eine Biogasanlage mit

abgedecktem Gärrestlager (berechnet nach der „eta-Methode“). Auch die Verhältnisse zwischen „Stromemission“ und „Wärmeemission“ sind ähnlich wie bei FRITSCH, ET AL. (2008).

KOCH (2009) berechnete die spezifischen Treibhausgasemissionen für vier verschiedene Biogasanlagen (güllebasierte NaWaRo-Anlage, maisbasierte NaWaRo-Anlage, Bioabfall mit Co-Vergärung von Gülle und Bioabfall mit Co-Vergärung von Klärschlamm). Fast alle Anlagen erreichten aufgrund der Gülle- und Wärmegutschriften negative Werte mit einer Spannweite von -0,150 bis -0,028 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ<sub>Strom</sub>. Lediglich die maisbasierte NaWaRo-Anlage schnitt mit einem Wert von 0,014 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ<sub>Strom</sub> schlechter ab.

PEHNT, ET AL. (2007) beziehen die Treibhausgasemissionen in ihrer Studie auf den Energiegehalt des Biogases und erhalten damit spezifische Treibhausgasemissionen in Höhe von ca. 0,06 bis 0,2 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ<sub>Biogas</sub>. Nach der gleichen Methode berechneten JURY, ET AL. (2010) die spezifischen Emissionen einer Mais-Monofermentationsanlage mit Gasaufbereitung. Demnach ergaben sich Werte in Höhe von ca. 0,003 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ<sub>Biogas\_ingespeist</sub>. TUOMISTO, ET AL. (2008) berechneten für ihre verschiedenen Szenarien Werte von 0,02 bis 0,04 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ<sub>Biogas</sub>. Die hier untersuchte Anlage erreicht nach dieser Methode Werte von -0,008 bis 0,02 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ<sub>Biogas\_ingespeist</sub>. VOGT (2008) untersuchte die spezifischen Treibhausgasemissionen für verschiedene Szenarien der Biomethanherzeugung mit einer 500 kW Biogasanlage (PSA<sup>37</sup> und Aminwäsche, Gärrestlager offen und gasdicht abgedeckt sowie mit und ohne Nutzung der Eigenwärme). Am schlechtesten schnitt die Aufbereitung mittels PSA bei offenem Gärrestlager und ohne Nutzung der Eigenwärme ab (0,069 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ<sub>Biomethan</sub>). Das „best-practice-Szenario“ (Aminwäsche) erreichte lediglich Emissionen von 0,027 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ<sub>Biomethan</sub>. Bei einer größeren Anlagendimensionierung (2000 kW) sind die Emissionen generell geringer; das „best-practice-Szenario“ weist nur noch spezifische Emissionen in Höhe von 0,014 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ<sub>Biomethan</sub> auf.

BÖRJESSON, ET AL. (2007) berechneten die spezifischen Treibhausgasemissionen verschiedener Gärsubstrate (Grassilage, Stroh, Rübenblätter, Gülle), wobei sie die Emissionen – wie in dieser Arbeit – auf die erzeugte Endenergie (Strom und Wärme) bezogen. Die Spannweite reichte von ca. 0,01 bis 0,04 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ<sub>Endenergie</sub>. Bei geschlossenem Gärrestlager erreicht die hier untersuchte Biogasanlage einen vergleichbaren Wert von 0,038 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ<sub>Endenergie</sub>.

Die Diskussion in diesem Kapitel und insbesondere der Vergleich mit anderen Studien zeigen, dass die Ergebnisse von Ökobilanzen bzw. von ökologischen Bewertungen sehr stark von den getroffenen Annahmen (Szenarien), Referenzsystemen, Allokationsverfahren und Systemgrenzen abhängen. Aus diesem Grund ist es auch oftmals schwierig, die Ergebnisse von Ökobilanzen miteinander zu vergleichen. Im Prinzip unterliegen alle Werte und Annahmen, die in die Berechnungen eingehen, gewissen Unsicherheiten und Schwankungsbreiten. In dieser Diskussion wurde bisher nur betrachtet, wie sich die Kennzahlen ändern, wenn das Gärrestlager abgedeckt wird. Zudem wurde anhand des Beispiels „spezifische Treibhausgasemissionen“ gezeigt, wie unterschiedlich die Ergebnisse ausfallen können, wenn verschiedene Allokationsmethoden angewandt werden. Wie aber ändern sich die Ergebnisse, wenn alle Eingangsparameter variiert werden? Welche Spannweiten erreichen die Ergebnisse allein schon innerhalb der gewählten Systemgrenze? Welche Parameter haben neben dem Methanschlupf und dem Eigenenergieverbrauch einen großen Einfluss auf die Energie- und Treibhausgasbilanz dieser Biogasanlage und sollten deshalb beim Bau und Betrieb von Biogasanlagen

---

<sup>37</sup> PSA: Druckwechsel-Adsorption

---

beachtet werden? Diese Fragen sollen im nächsten Kapitel mit Hilfe von Unsicherheits- und Sensitivitätsanalysen geklärt werden.

## 4 Sensitivitäts- und Unsicherheitsanalyse

### 4.1 Einleitung

In diesem Kapitel wird zunächst – gemäß dem Vorschlag von HUIJBREGTS, ET AL. (2001) (vgl. Kapitel 2.6) – eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt, um die Parameter zu identifizieren, die sich am stärksten auf die Ergebnisse der ökologischen Bewertung auswirken. Die Identifikation dieser sensitiven Parameter dient zum einen dazu, Optimierungsempfehlungen für den Bau und Betrieb von (zukünftigen) Biogasanlagen ableiten zu können und zum anderen wird versucht, für diese Parameter möglichst realistische Verteilungsfunktionen für die Durchführung der Unsicherheitsanalyse zu finden, damit deren Ergebnisse die Wahrscheinlichkeitsverteilung der untersuchten Kennzahlen entsprechend realistisch widerspiegeln.

Die Unsicherheitsanalyse zeigt anhand der Kennzahlen „Erntefaktor“, „prozentuale Treibhausgaseinsparung“ und „spezifische Treibhausgasemissionen“, wie groß die Spannweite möglicher Ergebnisse der Energie- und Treibhausgasbilanzen innerhalb der gewählten Systemgrenze sein kann und welche Ergebnisse am wahrscheinlichsten sind. Zudem wird anhand eines Beispiels untersucht, wie sich die Ergebnisse verändern, wenn für bestimmte Parameter andere Verteilungsfunktionen zugrunde gelegt werden.

Aus Gründen der Vereinfachung wurde bei beiden Analysen allerdings angenommen, dass die Anlage zu 100 % mit Maissubstrat betrieben wird. Dass die Variation des Gülleanteils erhebliche Auswirkungen auf die Energie- und Treibhausgasbilanzen hat, wurde bereits im vorangegangenen Kapitel beschrieben. Dafür wurde der Parameter „direkte Landnutzungsänderung<sup>38</sup>“ in die Unsicherheits- und Sensitivitätsanalysen mit aufgenommen, da viele Autoren diesem Parameter große Bedeutung beimessen (SEARCHINGER, ET AL. 2008), (CHERUBINI, ET AL. 2009), (FRITSCH, ET AL. 2008), (HÜLSBERGEN, ET AL. 2008), (WIEGMANN, ET AL. 2008). In Deutschland geht es dabei insbesondere um den Umbruch von Grünland, der mit einer Reduzierung des Kohlenstoffvorrates im Boden verbunden ist. Laut EU-Recht (Cross Compliance) dürfen deshalb je Bundesland nur 5 % des Dauergrünlandes umgebrochen werden. Sinkt der Dauergrünlandanteil eines Bundeslandes um mehr als 5 Prozent, muss jeder weitere Grünlandumbruch speziell genehmigt werden. Sinkt der Dauergrünlandanteil um mehr als 8 Prozent, werden die Betriebe verpflichtet, die umgebrochenen Flächen oder Ersatzflächen wieder einzusäen (SCHNEIDER 2009).

In der sich anschließenden Diskussion werden Maßnahmen betrachtet, die zur Optimierung der Energie- und Treibhausgasbilanzen führen können. Zudem wird anhand der Ergebnisse der Sensitivitäts- und Unsicherheitsanalysen eine Prioritätenliste erstellt, die verdeutlicht, welche Maßnahmen am wichtigsten für die Optimierung der Bilanzen sind und welche weniger wichtig erscheinen.

### 4.2 Sensitivitätsanalysen

Die Sensitivitätsanalyse sollte zeigen, welche Parameter den größten Einfluss auf die Ergebnisse der Energie- und Treibhausgasbilanzen haben. Um die Sensitivitätsanalyse möglichst einfach und flexibel

---

<sup>38</sup> dLUC: direct landuse change

durchführen zu können, wurden alle Parameter, die in die Berechnungen eingehen, in eine Access-Datenbankstruktur aufgenommen. Jeder Parameter wurde dabei einer Entität (z.B. Anlage) zugeordnet. So enthält beispielsweise die Entität „Anlage“ u.a. die Parameter „Lebensdauer“, „Methananteil Biogas“ und „Strombedarf Gasaufbereitung“. Die Parameter in der Entität „dLUC“ definieren Quantität und Qualität der direkten Landnutzungsänderungen (Wie viel Grünland wird umgebrochen und wie viele Treibhausgase werden dabei emittiert?). Die Beziehungen, die diese Entitäten untereinander aufweisen, wurden anhand eines ER<sup>39</sup>-Modells in Access festgelegt. Abbildung 18 zeigt eine vereinfachte Struktur dieses ER-Modells, in der neben den verschiedenen Entitäten auch die Beziehungstypen definiert sind. Beispielsweise benötigt eine Biogasanlage n Energiepflanzen<sup>40</sup> (1:n Beziehung). Jede Anlage verursacht hingegen nur einen Typus von Landnutzungsänderung (1:1 Beziehung). Entitäten wie „Düngemittel“, „PSM“, „Saatgut“, „Maschine“, „THG“ und „Diesel“ enthalten lediglich Angaben zu den Energieaufwendungen (KEA) und Treibhausgasemissionen, die die Produktion dieser Dinge verursacht.

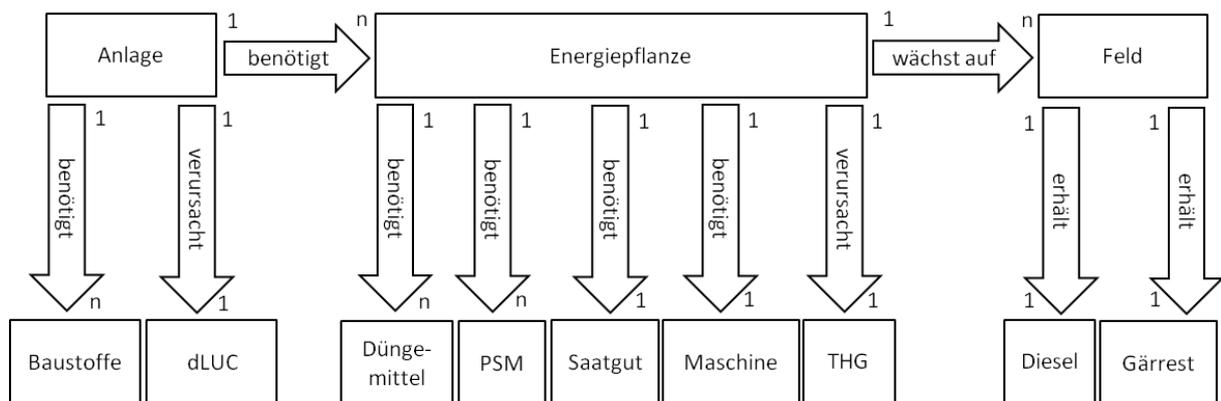


Abbildung 18: Vereinfachte Darstellung des ER-Modells

Nach Fertigstellung des ER-Modells wurden mit Hilfe von Abfragen alle für die Berechnung der Energie- und Treibhausgasbilanzen benötigten Gleichungen (vgl. Kapitel 3) in die Datenbankstruktur implementiert. Letztendlich können auf diese Art und Weise die für die Energie- und Treibhausgasbilanz wichtigsten Kennzahlen (Erntefaktor, prozentuale Treibhausgaseinsparung und spezifische Treibhausgasemissionen) flexibel berechnet werden. Zunächst wurden die Ergebnisse der Kennzahlen mit dem Standarddatensatz, der auch im Kapitel 3 eingesetzt wurde, berechnet, allerdings ohne Berücksichtigung der Schweinegülle.

Im Standarddatensatz ist der Parameter „direkte Landnutzungsänderungen“ noch nicht enthalten. Um diesen in der Sensitivitätsanalyse berücksichtigen zu können, wurde in einem zweiten Standardszenario angenommen, dass auf 5 % des „Einzugsgebietes“ der Biogasanlage Grünlandumbruch stattfindet. Die Quantifizierung der Treibhausgasemissionen, die durch den Umbruch von Grünland entstehen, ist sehr schwierig. Als Orientierung können die Werte des IPCC dienen, das ein Tool zur Berechnung dieser Emissionen entwickelt hat (IPCC 2003). Folgende Parameter wurden zur Berechnung der CO<sub>2</sub>-Emissionen aus Grünlandumbruch zugrunde gelegt:

<sup>39</sup> ER-Modell: Entity-Relationship-Modell

<sup>40</sup> In diesem Fall wurde nur Mais betrachtet

Tabelle 42: Berechnung der Veränderung des Kohlenstoffvorrats im Boden aufgrund von Grünlandumbruch (IPCC 2003)

General Parameters		
Country	Germany	
Climate Region	Warm temperate, moist	
Native soil type	High clay activity mineral	
Parameters regarding direct land use change (dLUC)		
	from System	to System
Land use type	Grassland	Long term cultivated
Management system	Improved	Full tillage
Inputs	Medium	Medium
Land use factor	1	0,71
Predicted carbon stock [Mg C/ha]	100,3	62,5
Annual carbon stock change* [MgC/(ha*a)]	-1,89	

\* bezogen auf einen Zeithorizont von 20 Jahren, was ja auch der Lebensdauer einer Biogasanlage entspricht

Aus Tabelle 42 geht hervor, dass – über einen Zeithorizont von 20 Jahren betrachtet – 1,89 t C / (ha\*a) (bzw. 6,93 t CO<sub>2</sub>/(ha\*a)) emittiert werden, wenn Grünland in Ackerland umgebrochen wird. Werden diese Werte (5 % Grünlandumbruch und 6,93 t CO<sub>2</sub>-Emissionen pro Hektar und Jahr) in ein zweites Standardszenario implementiert, ergeben sich die in Tabelle 43 aufgelisteten Werte. Zum Vergleich sind auch die Werte des Standardszenarios ohne direkte Landnutzungsänderungen aufgeführt.

Tabelle 43: Übersicht über die Ergebnisse der drei verwendeten Standardszenarien

Kennzahl	Standardszenario ohne Gülle	Standardszenario ohne Gülle, mit 5 % Grünlandumbruch
Erntefaktor	4,32	4,32
THG-Einsparung [%]	45,96	44,37
spez. THG-Emissionen [kg CO <sub>2eq</sub> /MJ <sub>Endenergie</sub> ]	0,0736	0,0758

Bei der Durchführung der Sensitivitätsanalyse wurde jeder Parameter zunächst einzeln um -10 % bzw. um +10 % variiert. Die Ergebnisse dieser Berechnungen verdeutlichten, welche Parameter die „Bilanzkennzahlen“ am stärksten veränderten. Allerdings ist bei dieser Vorgehensweise zu beachten, dass durch die Variation einiger Parameter um +/- 10 % sehr große und damit unwahrscheinliche Spannweiten entstehen können, wohingegen die Streuung bzw. Unsicherheit anderer Parameter weitaus größer ist als eine Abweichung von +/- 10 Prozent vom Standardwert. Deshalb werden im nächsten Kapitel sowohl die Ergebnisse der Variationen um +/- 10 % vorgestellt als auch Ergebnisse von Variationen, die die realen Spannweiten ausgewählter Parameter widerspiegeln.

### 4.2.1 Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen

#### Erntefaktor

Abbildung 19 zeigt die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse bezüglich der Kennzahl „Erntefaktor“. In der Abbildung dargestellt sind die 10 sensitivsten Parameter, die das Ergebnis des Erntefaktors am stärksten verändert haben. Eine Übersicht über alle in der Sensitivitätsanalyse berücksichtigten Parameter gibt Anhang 15.

Wird der **Silageverlust**, der im Standarddatensatz mit dem Faktor 0,9 (d.h. 10 % Verlust der Frischmasse) eingegangen ist, um 10 % verringert, entsteht ein Faktor von 0,81, sprich 19 % Verlust. Das hat natürlich große Auswirkungen auf den Methanertrag und damit auch auf den Erntefaktor, der auf den Wert 4,03 sinkt. Steigt der Faktor hingegen um 10 %, reduziert sich der Silageverlust auf nur noch 1 %, so dass ein Erntefaktor von 4.58 erreicht werden kann. Die durch Variation des Eingangsparameters entstandene Spannweite von 1 bis 19 % Silageverlust (bezogen auf die Frischmasse) fällt für die Biogasanlage sehr positiv aus, denn das KTBL beziffert die Silageverluste von Silomais stets mit 12 % der Trockenmasse, unter der Annahme, dass die Silage-Sickersäfte der Biogasanlage zugeführt werden (KTBL 2007), was bei der untersuchten Biogasanlage auch der Fall ist. Laut BUNDESARBEITSKREIS FUTTERKONSERVIERUNG (2006) liegen die Silageverluste im Bereich zwischen 10 – 20 % der Trockenmasse (vgl. Kapitel 2.1), dies entspricht ca. 30 bis 60 % der Frischmasse. Der Silageverlust ist demnach ein sehr einflussreicher Parameter, denn je schlechter die Silierung funktioniert und je mehr Substrat schon während der Silage abgebaut wird, desto geringer sind der Substratinput und damit die Methanausbeute (vgl. PROCHNOW, ET AL. (2009)).

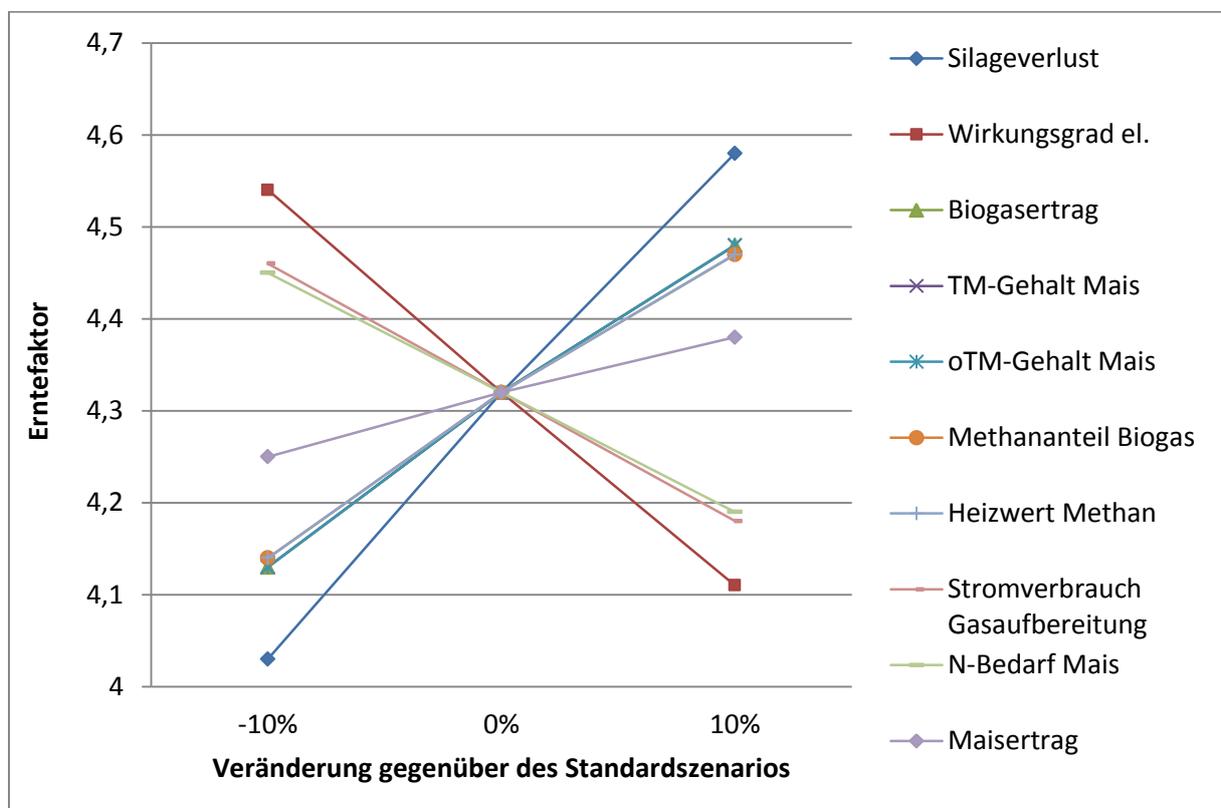


Abbildung 19: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse bezüglich der Kennzahl "Erntefaktor". Je steiler die Geraden verlaufen, desto höher ist die Sensitivität des Parameters.

Ein weiterer sehr sensibler Parameter ist - wie zu erwarten - der **elektrische Wirkungsgrad**, der hier mit einer durchaus realistischen Spannweite von 33,75 bis 41,25 % eingeht. Allerdings scheint das Ergebnis auf den ersten Blick widersprüchlich, denn wenn der Wirkungsgrad sinkt, steigt der Erntefaktor an und umgekehrt. Die Gleichungen sind jedoch so aufgestellt, dass der Gesamtwirkungsgrad stets 85 % beträgt, denn der thermische Wirkungsgrad wird als die Differenz zwischen 85 % und dem elektrischen Wirkungsgrad definiert. Sinkt also der elektrische Wirkungsgrad, steigt der thermische Wirkungsgrad an, so dass die erzeugte Endenergie (Strom und Wärme) gleich hoch bleibt. Mit sinkendem elektrischem Wirkungsgrad nimmt jedoch auch der **Eigenstromverbrauch** der Anlage ab, denn dessen Berechnung ist an die Stromproduktion und damit auch an den elektrischen Wirkungsgrad gekoppelt. Dieser Berechnungsmethode liegt die Annahme zugrunde, dass mit sinkender Stromproduktion auch die Menge an aufzubereitendem Biogas und die Menge an zu verarbeitendem Substrat abnehmen. Ändert sich das Verhältnis zwischen elektrischem und thermischem Wirkungsgrad, können die implementierten Annahmen zu Eigenstrom- und Eigenwärmeverbrauch nicht ohne Weiteres auf das neue Verhältnis übertragen werden, sondern müssten angepasst werden. Nichts desto trotz bleibt festzuhalten, dass der elektrische Wirkungsgrad hier als Maß für den Eigenstromverbrauch der Anlage fungiert und deshalb zu Recht zu den sehr sensiblen Parametern zählt.

Die Parameter **Biogasertrag**, **TM-Gehalt-Mais**, **oTM-Gehalt-Mais** und **Methananteil Biogas** weisen alle die gleiche Sensitivität gegenüber dem Erntefaktor auf, denn sie beeinflussen die Berechnung des Methanertrages gleichermaßen. Wie bereits im Kapitel 2.3 beschrieben, ist ein hoher Maisertrag mit einem für die Silierung optimalen TM-Gehalt sehr wichtig, um hohe Biogasausbeuten erzielen zu können. Zudem ist ein gut funktionierendes Zusammenspiel zwischen Mikrobiologie und Technik erforderlich, um maximale Gasausbeuten zu erreichen. Da der Biogasertrag ein sensibler Parameter ist, lohnt es sich für Anlagenbetreiber, diese Dinge zu berücksichtigen, zumal auch die Auswirkungen auf den wirtschaftlichen Gewinn der Anlage erheblich sein dürften, wie bereits RAUH, ET AL. (2007) feststellten, die besonders die Bedeutung des TM-Gehaltes hervorheben. Der Parameter **Maisertrag** reagiert etwas weniger sensibel bezüglich des Erntefaktors. Das liegt zum einen daran, dass der Maisertrag nicht nur Einfluss auf die Methanausbeute hat, sondern auch in die Berechnungen zum Dieserverbrauch einfließt. Sinkt der Maisertrag, sinken auch die Dieserverbräuche für die Ernte und für das Ausbringen der Gärreste. Sinkt dagegen nur der TM-Gehalt des Maises bei gleich bleibender Frischmasse, bleiben die Dieserverbräuche in den zugrunde liegenden Modellrechnungen konstant, aber die Methanausbeuten sinken, so dass weniger Energie erzeugt werden kann. Zum anderen beeinflusst der Maisertrag die Biogasausbeute nicht so stark wie der TM- bzw. oTM-Gehalt, denn die Biogasausbeute wird anhand der organischen Trockenmasse berechnet. Ist der Maisertrag hoch, der Anteil der organischen Trockenmasse jedoch gering, fallen auch die Biogasausbeuten geringer aus. Aus diesen Gründen sind die Parameter Biogasertrag, TM-Gehalt-Mais und oTM-Gehalt eng miteinander verknüpft und reagieren sensibler als der Maisertrag.

Wie zu erwarten, gehören auch der **Eigenstromverbrauch der Gasaufbereitung**, der aufgrund der zugrunde gelegten Berechnungen stark durch die Variation des elektrischen Wirkungsgrades beeinflusst wird und der **N-Bedarf** von Mais zu den sensiblen Parametern. Der Parameter **N-Bedarf** bestimmt, welche Stickstoffgesamtmenge (organisch und mineralisch) gedüngt werden muss. Wird dieser Parameter um 10 % variiert, entsteht eine Spannweite von 158 bis 202 kg N-Bedarf pro Hektar. Je höher der N-Bedarf, desto mehr mineralischer Stickstoff muss eingesetzt werden. Da dieser meist über das energieaufwändige *Haber-Bosch-Verfahren* erzeugt wird, sind die Auswirkungen auf die Energiebilanz entsprechend hoch. Im Standardszenario beträgt der

Energieaufwand (KEA) zur Erzeugung von 1 kg N-Dünger 51,12 MJ. Die Spannweite dieser Energieaufwendungen ist allerdings sehr hoch, denn es kommt sowohl auf die Art des Düngers an (Harnstoff, KAS<sup>41</sup>, etc.) als auch auf den Stand der Technik, den die jeweilige Fabrik aufweist. JENSSEN, ET AL. (2003) beziffern diese Spannweite mit -11 bis 66 MJ/kg Stickstoff. Eine moderne Fabrik in Europa benötigt bestenfalls 30 MJ zur Herstellung von einem Kilogramm Stickstoff. Beim Einsatz eines solchen Düngemittels verbessert sich der Erntefaktor um ca. 5 % auf 4,53. Generell spielen alle Faktoren, die die Stickstoffdüngung beeinflussen (vgl. Tabelle 44), eine gewisse Rolle in Bezug auf die Energiebilanz. Werden alle diese Parameter so um 10 % variiert, dass sich der mineralische N-Bedarf entsprechend minimiert (um ca. 45 %), erhöht sich der Erntefaktor um ca. 7,2 % auf 4,63.

Der Parameter „**Eigenstromverbrauch der Gasaufbereitung**“ ging mit einer Spannweite von 14,7 bis 17,9 % des potentiell erzeugten Stroms in die Sensitivitätsanalyse ein. Diese Spannweite erscheint durchaus realistisch. Die Senkung des Eigenstromverbrauchs dieser Technologie könnte – wie bereits im vorangegangenen Kapitel erwähnt – sehr zur Verbesserung der Energiebilanz beitragen. Der **Heizwert von Methan** beträgt im Standardszenario 36 MJ/Nm<sup>3</sup>. Wird dieser Wert um 10 % variiert, entsteht eine Spannweite von 32,4 bis 39,6 MJ/Nm<sup>3</sup>. In der „Natur“ kommen diese Spannweiten durchaus vor, denn je nach Herkunft des Erdgases unterscheiden sich dessen Zusammensetzung und damit auch dessen Heizwert. Da das aufbereitete Biomethan jedoch in ein bestimmtes Erdgasnetz eingespeist wird, muss dessen Gasqualität und damit auch dessen Heizwert homogen sein, so dass diese Spannweite – bezogen auf die Biogasanlage – als eher unrealistisch eingeschätzt wird. Die hohe Sensitivität verdeutlicht lediglich, dass die Gasqualität prinzipiell einen entscheidenden Einfluss auf die Energiebilanz hat. Der Anlagenbetreiber kann allerdings nicht mehr tun, als auf eine Substratzusammensetzung und Betriebsweise zu achten, die zu möglichst hohen Methanausbeuten führt.

Interessanterweise wirkt sich der **Methanschlupf aus dem Gärrestlager** nicht so stark auf die Energiebilanz aus wie erwartet. Allerdings ist die abgedeckte Spannweite aufgrund der Variation um 10 % nicht besonders groß. Im Standardszenario beträgt dieser Methanschlupf 5 %, d.h. die Spannweite in der Sensitivitätsanalyse beträgt 4,5 bis 5,5 % des produzierten Methans. In der Realität sind die Schwankungsbreiten allerdings noch viel größer, denn wird das Gärrestlager abgedeckt, so dass kein Methan mehr entweichen kann, verbessert sich die Energiebilanz um ca. 5,3 %; vorausgesetzt, das zusätzlich entstandene Methan wird auch noch genutzt.

Der **Eigenwärmeverbrauch** der Anlage taucht nicht unter den 10 sensitivsten Parametern auf, denn dieser ist im Vergleich zu anderen Literaturangaben im Standardszenario mit ca. 2,47 % der produzierten Wärme sehr niedrig angesetzt. Laut FNR (2009 b) erreicht der Eigenwärmeverbrauch von Biogasanlagen Spannweiten 5,5 und 21,5 % der produzierten Wärme. Wird ein Eigenwärmebedarf von 10 % angenommen, reduziert sich der Erntefaktor um ca. 16,4 % auf einen Wert von 3,61. Für den Anlagenbetreiber ist es deshalb durchaus wichtig, beim Bau der Anlage auf eine gute Wärmeübertragung der Heizsysteme, eine angepasste Rührtechnik und eine gute Isolierung der Fermenter zu achten.

---

<sup>41</sup> KAS: Kalkammonsalpeter (27 % N)

Alle Faktoren, die den **Dieserverbrauch** beeinflussen<sup>42</sup>, haben – einzeln variiert – keinen großen Einfluss auf die Dieselmenge und damit auch nicht auf die Energiebilanz. Wie bereits im vorherigen Kapitel diskutiert, scheinen die Dieserverbräuche in dieser Studie allerdings relativ niedrig angesetzt zu sein, da viele Autoren mit weitaus höheren Verbräuchen rechnen. Wird der Dieserverbrauch verdoppelt (indem die Koeffizienten c1 bis c8 mit zwei multipliziert werden), verringert sich der Erntefaktor um ca. 13,7 % auf 3,73. Wird dann auch noch die Entfernung von der Anlage zum Feld, die im Standardszenario 5 km beträgt, auf 30 km hoch gesetzt, erreicht die Anlage nur noch einen Erntefaktor von 3,03. Es ist allerdings sehr unrealistisch, dass Maissubstrat im Schnitt 30 km zur Biogasanlage transportiert wird, zumal sich die spezifischen Transportkosten mehr als verdreifachen würden (TOEWS 2007). Dennoch könnte die durchschnittliche Feld-Anlagen-Entfernung für eine 190 kW Biogasanlage laut TOEWS (2009) theoretisch 20 km und die einer Direkteinspeisungsanlage (2,7 MW) sogar 30 km betragen, ohne dass der Anlagenbetreiber Verluste macht.

### **Treibhausgaseinsparung**

Abbildung 20 zeigt die 10 sensitivsten Parameter bezogen auf die Kennzahl „**prozentuale Treibhausgaseinsparung**“. Eine Übersicht über alle Parameter gibt Anhang 16.

Der **Heizwert des Methans** ist der sensitivste Parameter in Bezug auf die Treibhausgaseinsparung. Allerdings kommt die hohe Sensitivität – wie oben bereits beschrieben – durch die für die untersuchte Biogasanlage unrealistisch hohe Spannweite des Heizwertes zustande.

Die **fossile Stromreferenz** ist in Bezug auf die Treibhausgaseinsparung ebenfalls ein sehr sensibler Parameter, denn je höher die Emissionen der fossilen Stromerzeugung sind, die durch das Biomethan ersetzt wird, desto größer ist die Einsparung. Ähnlich verhält es sich mit dem Parameter **fossile Wärmerferenz**, deren Treibhausgasemissionen allerdings generell niedriger sind als die der fossilen Stromerzeugung, so dass die Sensitivität etwas geringer ausfällt, obwohl der thermische Wirkungsgrad höher ist. Die beiden **Wirkungsgrade** (elektrisch und thermisch) bestimmen, wie viel Strom bzw. wie viel Wärme erzeugt wird und damit auch, wie viel fossiler Strom bzw. fossile Wärme ersetzt werden kann, so dass ihre Sensitivität auch entsprechend hoch ist. Da mehr Treibhausgase eingespart werden können, wenn eine fossile Stromerzeugung (im Vergleich zur fossilen Wärmeerzeugung) ersetzt wird, sollte der elektrische Wirkungsgrad möglichst hoch sein.

Die **Eigenstrom-Referenz** ist aufgrund des hohen Eigenstromverbrauchs der Anlage ebenfalls ein sensibler Parameter. Im Standardszenario wird angenommen, dass der Eigenstrom aus dem öffentlichen Stromnetz bezogen wird, so dass diesem Stromverbrauch die Emissionen des deutschen Strommixes zugeordnet werden. In der Realität könnte die Biogasanlage ihren Strombedarf alternativ auch aus anderen regenerativen Energien decken. Würde sie ihren Strom beispielsweise mit Windkraft<sup>43</sup> decken, könnte sich die Treibhausgaseinsparung um 32 % auf 60,48 % erhöhen. Das liegt daran, dass die spezifischen Emissionen der Windkraft nur 4 % der „Standard-Eigenstrom-Referenz“ betragen.

---

<sup>42</sup> „Entfernung Hof-Feld“, „Entfernung Anlage-Feld“, „Schlaggröße“, „Ertrag“, „c1 – c8“

<sup>43</sup> GEMIS 4.5: Wind-KW-Park-gross-DE-2010, spez. THG-Emissionen: 0,00658 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ, Datenqualität: mittel

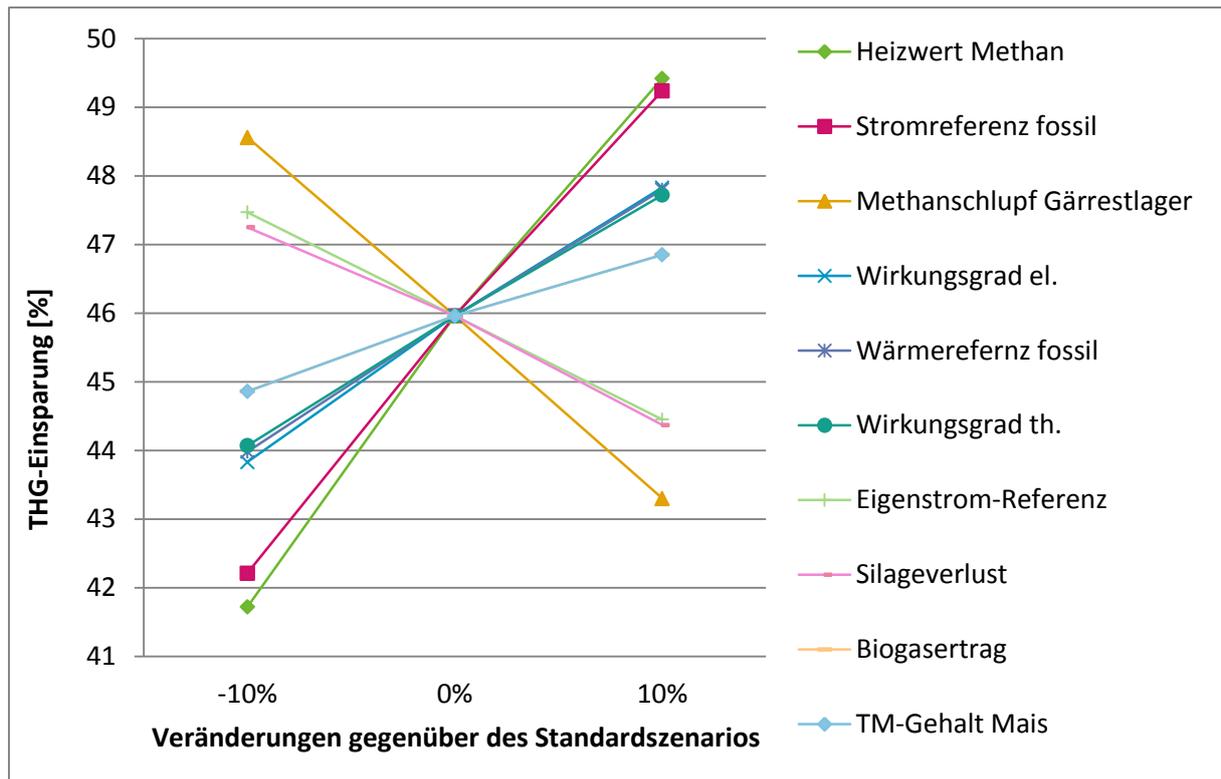


Abbildung 20: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse bezüglich der Kennzahl "prozentuale Treibhausgaseinsparung". Je steiler die Geraden verlaufen, desto höher ist die Sensitivität des Parameters.

Im Gegensatz zum Erntefaktor hat der Parameter „**Methanschlupf aus dem Gärrestlager**“ einen großen Einfluss auf das Ergebnis der Treibhausgaseinsparung. Dies liegt daran, dass Methan ein 25-mal stärkeres Treibhausgaspotential hat als  $\text{CO}_2$  und sich somit sehr stark auf die Treibhausgasbilanz auswirkt. Über die positiven Auswirkungen eines gasdicht abgedeckten Gärrestlagers wurde bereits im vorherigen Kapitel diskutiert. Generell hat aber auch der **diffuse Methanschlupf** die gleiche Sensitivität. Im Standardszenario ist dieser allerdings lediglich mit 1 % des produzierten Methans eingegangen, während die Methanemission aus dem Gärrestlager 5 % betrug. Verglichen mit anderen Literaturdaten ist der Wert von 1 % relativ niedrig, denn laut URBAN, ET AL. (2009) beträgt allein der Methanschlupf der Gasaufbereitung mittels Druckwasserwäsche ca. 1 %. Der Methanschlupf von Blockheizkraftwerken liegt zwischen 0,2 – 2,8 g  $\text{CH}_4/\text{kWh}_{\text{el}}$  bzw. zwischen 0,1 – 1,6 % des produzierten Methans (BACHMAIER, ET AL. 2007), (ASCHMANN, ET AL. 2007). Der Methanschlupf, der durch Undichtigkeiten etc. entsteht, ist dabei noch nicht berücksichtigt. CLEMENS, ET AL. (2009) führten deshalb Messkampagnen zur Bestimmung dieses Methanschlupfes durch. Erste Ergebnisse zeigten, dass der Methanschlupf von Biogasanlagen sich in Bereichen zwischen 1,3 und 12 g  $\text{CH}_4/\text{kWh}$  bewegt, wobei die meisten Anlagen bei unter 4 g/kWh (= 100 g  $\text{CO}_{2\text{eq}}/\text{kWh}$  bzw. 27,8 g  $\text{CO}_{2\text{eq}}/\text{MJ}$ ) liegen. Dabei sind – bis auf die Gasaufbereitung – alle Methanschlupf-Quellen von der Beschickung über das Gärrestlager bis hin zum BHKW enthalten. Ein Methanschlupf von 4 g/kWh entspricht ca. 5 % des produzierten Methans. Die Spannweite des Methanschlupfs reicht demnach laut CLEMENS, ET AL. (2009) von 1,6 bis 15 % des produzierten Methans. Unter der Annahme, dass sowohl der diffuse Methanschlupf als auch der Methanschlupf aus dem Gärrestlager jeweils 5 % des produzierten Methans betragen, reduziert sich die Treibhausgaseinsparung um 51 % auf ca. 22,5 %. Ein Methanschlupf von insgesamt 10 % kann bei schlechter Betriebsführung und baulichen Mängeln

(Leckagen) einer Biogasanlage durchaus vorkommen, ist jedoch eher als „worst-case“-Szenario zu betrachten. Festzuhalten bleibt, dass der Methanschluß – egal ob aus dem Gärrestlager oder diffus – zu den sensitivsten Parametern zählt und deshalb unbedingt vermieden bzw. minimiert werden sollte.

**Biogasertrag, TM-Gehalt-Mais und oTM-Gehalt-Mais** haben wiederum die gleiche, hohe Sensitivität, da sie die Berechnung des Methanertrages gleichermaßen beeinflussen. Die Ursachen dafür wurden schon beim Erntefaktor erläutert. Die Sensitivität des Parameters **Methananteil Biogas** fällt etwas geringer aus, obwohl die hier betrachtete Schwankungsbreite des Methananteils von 46,8 % - 57,2 % sehr groß und eher unrealistisch ist, denn normalerweise schwankt der Methananteil des Biogases aus Maissilage nur sehr gering zwischen 52 und 53 % (BAYRISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT, 2004), (KTBL 2007). Wird der Methananteil erhöht, erhöht sich natürlich auch die Energieausbeute und damit die Treibhausgaseinsparung. Auf der anderen Seite steigt jedoch auch der Methanschluß an, so dass bei Variation dieses Parameters der dadurch entstandene Vorteil (oder Nachteil) z.T. wieder kompensiert wird. Dennoch ist ein möglichst hoher und homogener Methananteil im Biogas sehr wünschenswert, denn vor allem bei Anlagen ohne Gasaufbereitung verbessert sich dadurch die Verbrennung im BHKW erheblich.

Wird der **Dieserverbrauch** verdoppelt, verringert sich die Treibhausgaseinsparung um ca. 8,5 % auf 42,05 %. Eine zusätzliche Erhöhung der durchschnittlichen **Anlagen-Feld-Entfernung** auf 30 km, führt zu einer Einsparung von nur noch 38,06 %. Der Dieserverbrauch und die damit in Verbindung stehenden Parameter<sup>44</sup> gehören demnach zu den weniger sensitiven Parametern, da sie drastisch reduziert werden müssten, um die Treibhausgaseinsparung deutlich zu erhöhen.

Alle Parameter, die in Zusammenhang mit der **Stickstoffdüngung** stehen, tauchen bei dieser Kennzahl nicht in den „Top Ten“ der einflussreichsten Parameter auf. Tabelle 44 gibt eine Übersicht über alle Parameter, die in die Berechnung des mineralischen N-Düngerbedarfs eingehen. Einzelne um 10 % variiert, haben sie keinen großen Einfluss auf die Menge des N-Bedarfs. Werden jedoch alle diese Parameter jeweils so um 10 % verändert, dass sich der N-Bedarf verringert, resultiert daraus ein Bedarf von nur noch 154 kg N/ha, der ca. 14 % geringer ausfällt als der N-Bedarf des Standardszenarios (180 kg N/ha). Durch die Gärreste werden in diesem Fall 107,8 kg pflanzenverfügbaren Stickstoff aufgebracht, so dass nur noch 46,2 kg N mineralisch gedüngt werden müssen. Dennoch erhöht sich die Treibhausgaseinsparung aufgrund dieser deutlichen Minimierung des mineralischen N-Bedarfs (ca. 45 %) lediglich um ca. 4 % auf 47,8 %. Die mineralische Stickstoffdüngung zeigt somit keine große Sensitivität bezüglich der Kennzahl „prozentuale Treibhausgaseinsparung“, obwohl diese auf Feldebene den größten Teil der THG-Emissionen ausmacht. Bezüglich der Kennzahl „Erntefaktor“ reagiert der Parameter „mineralischer N-Bedarf“ - wie oben beschrieben - etwas sensitiver, da sich der Erntefaktor unter den gleichen Voraussetzungen immerhin um 7,2 % verbessert.

---

<sup>44</sup> „Entfernung Hof-Feld“, „Entfernung Anlage-Feld“, „Schlaggröße“, „Ertrag“, „c1 – c8“

**Tabelle 44: Übersicht über die Eingangsparameter zur Berechnung des mineralischen N-Bedarfs und der daraus resultierenden THG-Emissionen**

Eingangsparameter für die Berechnung des mineralischen N-Bedarfs	Einheit
N-Gehalt Mais	[kg/t]
N-Bedarf Mais	[kg/t]
Maisertrag	[t/ha]
Grunddüngung N	[kg/ha]
Gärrestmenge (wird wiederum aus 9 versch. Eingangsparametern berechnet)	[t/ha]
NH <sub>3</sub> -Ausgasungen aus dem Gärrestlager	[%]
NH <sub>3</sub> -Ausgasungen bei Ausbringung der Gärreste	[%]
mineralischer N-Anteil im Gärrest (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> bzw. NH <sub>3</sub> )	[%]
organisch geb. N-Anteil im Gärrest	[%]
kurzfristige N-Nachlieferung aus org. geb. N	[%]
langfristige N-Nachlieferung aus org. geb. N	[%]
THG-Emissionen N-Produktion	[kg CO <sub>2eq</sub> /kg N]

Der Parameter „THG-Emissionen N-Produktion“ hat in der Realität größere Spannweiten als 10 % Abweichung vom Standardwert (7,73 kg CO<sub>2eq</sub>/kg N). In Anlehnung an WOOD, ET AL. (2004) kann diese Spannweite je nach Düngemittel und Stand der Technik der Düngemittelfabrik 3 bis 9,6 kg CO<sub>2eq</sub>/kg N betragen. Wird der niedrigste Wert eingesetzt, erhöht sich die Treibhausgaseinsparung um 3,9 % auf 47,76 %.

Ein weiterer Parameter, der im Zusammenhang mit der Stickstoffdüngung eine Rolle spielt, ist die **Lachgasemission**. Im Standarddatensatz wurde ein Emissionsfaktor von 1 Prozent des gedüngten Stickstoffs angenommen. Wird dieser Faktor um 10 Prozent variiert, verändert sich die Treibhausgaseinsparung kaum (vgl. Anhang 16). Allerdings sind die Lachgasemissionen mit sehr großen Unsicherheiten behaftet. Das IPCC (2006) schlägt einen Wert von 1 % des gedüngten Stickstoffs vor, was dem Wert des Standarddatensatzes entspricht. Die vom IPCC angegebene Spannweite beträgt 0,3 bis 3 %. KAVDIR, ET AL. (2008) haben für Ackerland N<sub>2</sub>O-Emissionsfaktoren zwischen 0,72 und 2,37 % des gedüngten Stickstoffs gemessen. VENTEREA, ET AL. (2005) fanden heraus, dass die N<sub>2</sub>O-Emissionen bis zu dreimal höher sein können als der Durchschnittswert des IPCC. Das bedeutet, dass bis zu 3,75 % des gedüngten Stickstoffs in Form von Lachgas emittieren könnten<sup>45</sup>. HELLEBRAND, ET AL. (2003) fanden unter Raps Emissionsfaktoren von durchschnittlich 1,86 % des gedüngten Stickstoffs. JUNGKUNST, ET AL. (2006) fanden in ihrer Studie sogar Emissionsfaktoren von bis zu 10,8 % für gedüngtes Ackerland. Der Mittelwert lag allerdings bei 1,56 % und der Median bei 0,63 %. Die höchsten mittleren Emissionsfaktoren für Lachgas leitet CRUTZEN, ET AL. (2008) in seinem „top-down“-Ansatz ab: Nach seinen Berechnungen werden 3-5 % des gedüngten Stickstoffs als Lachgas emittiert (CRUTZEN, ET AL. 2008). Wird ein Emissionsfaktor von 5 % zugrunde gelegt, reduziert sich die Treibhausgaseinsparung bereits um 21,4 % auf 36,12 %. Dieser große Einfluss ist mit dem hohen Treibhausgaspotential von Lachgas zu erklären, denn es wirkt 298-mal stärker als CO<sub>2</sub>. Werden 5 % des gedüngten Stickstoffs (180 kg/ha) als Lachgas emittiert, entstehen pro Hektar 9 kg N<sub>2</sub>O. Diese

<sup>45</sup> Diese Studie bezieht sich noch auf den alten Wert des IPCC: 1,25%

wirken wie 2.682 kg CO<sub>2</sub>. Eine Anbaufläche von 200 ha verursacht demnach bereits 536.400 kg CO<sub>2eq</sub> und bewegt sich damit in der Größenordnung der Emissionen, die durch den Eigenstromverbrauch verursacht werden. Aufgrund ihrer großen möglichen Spannweiten gehören Lachgasemissionen demnach zu den sensitiven Parametern.

Wird der Anteil der **direkten Landnutzungsänderungen**, der im Standardszenario 5 % des Einzugsgebietes beträgt, um 10 % variiert, hat dies keine großen Auswirkungen auf die Treibhausgaseinsparungen (vgl. Anhang 16). Auch die Variation der jährlichen CO<sub>2</sub>-Emissionsrate um 10 % verändert das Ergebnis kaum. Allerdings ist die durch Grünlandumbruch verursachte CO<sub>2</sub>-Emissionsrate in der Realität mit sehr großen Unsicherheiten behaftet, denn wie viel CO<sub>2</sub> emittiert wird, hängt von vielen Faktoren ab (Bodentyp, Humusgehalt, Klima, Bodenbearbeitung, Fruchtfolgen etc.). Die im Standardszenario angenommene CO<sub>2</sub>-Emissionsrate von 6,93 t CO<sub>2</sub>/(ha\*a) ist im Vergleich zu anderen Literaturdaten relativ hoch. Der wissenschaftliche Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (WBGU) hat in seinem Gutachten jährliche CO<sub>2</sub>-Emissionen in Höhe von 2,63 t/ha für Grünlandumbruch zugrunde gelegt (WBGU 2008). Geht dieser Wert in die Berechnungen ein, entsteht bei 5 % Grünlandumbruch eine im Vergleich zum Standardszenario um 2,2 % erhöhte Treibhausgaseinsparung von 45,35 %. Wird allerdings der Anteil der umgebrochenen Fläche kontinuierlich erhöht, hat dies sehr große Auswirkungen auf die Treibhausgasbilanz. Abbildung 21 zeigt, wie sich die Treibhausgaseinsparung verringert, wenn der Anteil des Grünlandumbruchs am Flächenbedarf (200 ha) der Biogasanlage kontinuierlich ansteigt. Dabei werden die beiden Szenarien „hohe CO<sub>2</sub>-Freisetzung“ (6,93 t/(ha\*a)) und „niedrige CO<sub>2</sub>-Freisetzung“ (2,63 t/(ha\*a)) betrachtet. Je höher der Anteil des Grünlandumbruchs ist, desto deutlicher unterscheiden sich die beiden Szenarien. Im „worst-case“ (Grünlandumbruch 100 %, bei 6,93 t CO<sub>2</sub>-Freisetzung) reduziert sich die THG-Einsparung um 68 % auf nur noch 14,18 %.

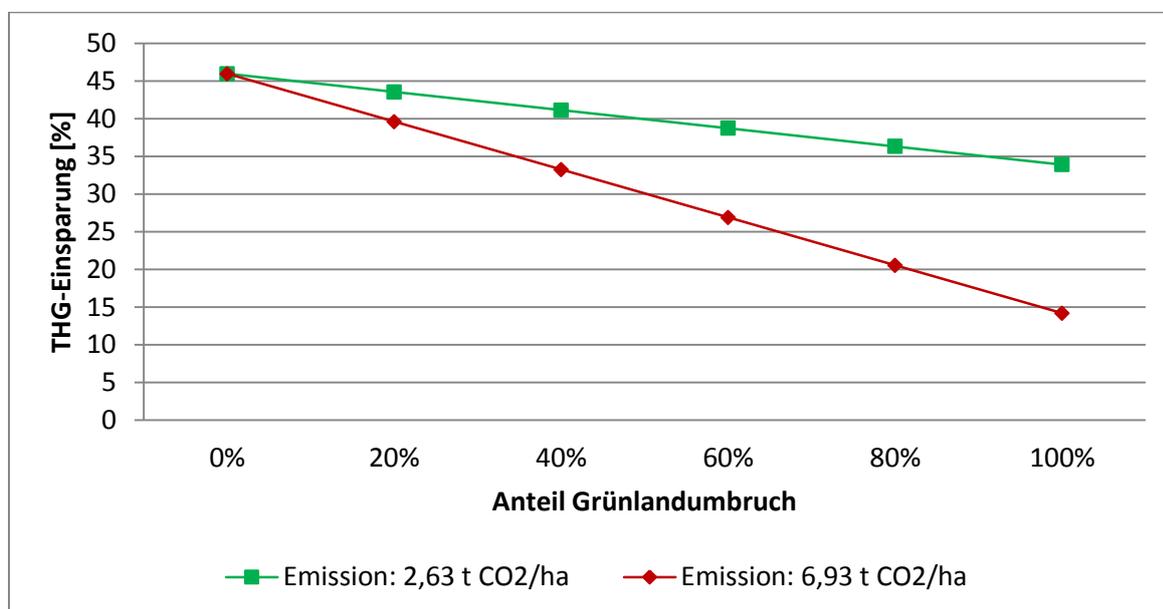


Abbildung 21: Auswirkungen des Grünlandumbruchs auf die Kennzahl „Treibhausgaseinsparung“

Die indirekten Landnutzungsänderungen (iLUC<sup>46</sup>) sind in diesen Szenarien noch gar nicht berücksichtigt. Indirekte Landnutzungsänderungen können dann entstehen, wenn auf einer Fläche Energiepflanzen angebaut werden, die zuvor durch die Kultivierung von Nutzpflanzen für Nahrung,

<sup>46</sup> indirect land-use-change

Futter oder Fasern geprägt war. Da der Bedarf für diese Produkte in der Regel weiterhin besteht, wird deren Produktion auf andere Flächen verdrängt („displacement“). Die auf den anderen Flächen stattfindende direkte Landnutzungsänderung kann nicht unmittelbar der Bioenergiegewinnung zugeordnet werden, wird aber dennoch von ihr (mit)verursacht. Die Höhe dieser indirekten Landnutzungsänderungen (iLUC) kann die Höhe der dLUC sogar noch deutlich übertreffen (FRITSCH, ET AL. 2008). Dennoch sind die Emissionen aus direkter und indirekter Landnutzung nicht unbegrenzt. Die hier verwendeten Zahlen geben die durchschnittlichen, jährlichen THG-Emissionen wieder, die durch Grünlandumbruch verursacht werden können. In den ersten Jahren sind die Emissionen sehr hoch, im Laufe der Zeit stellt sich allerdings ein neues Gleichgewicht zwischen CO<sub>2</sub>-Freisetzung und CO<sub>2</sub>-Speicherung ein, das im Vergleich zum Grünland auf einem niedrigeren Niveau liegt. Wird die Biogasanlage länger als 20 Jahre betrieben, reduzieren sich somit auch die durchschnittlichen, jährlichen Emissionen.

Nicht nur durch direkte und indirekte Landnutzungsänderungen, sondern auch durch die Intensivierung des Ackerbaus und durch einen höheren Maisanteil in der Fruchtfolge kann es zum Abbau des Kohlenstoffvorrates im Boden kommen, da Mais als humuszehrende Pflanze gilt. KÜSTERMANN, ET AL. (2009) fanden heraus, dass Mais den Kohlenstoffvorrat im Boden um 0,7-1,2 t/(ha\*a) senkt. Diese Zahl berücksichtigt allerdings noch keine Kohlenstoffinputs, die dem Boden durch Nebenprodukte, Mulchsaat oder Gülle wieder zugeführt werden. Bei einem integrierten landwirtschaftlichen Betrieb mit einem relativ hohen Anteil an Hackfrüchten und einem geringen Anteil an Leguminosen in der Fruchtfolge wurde – bilanziert über einen Zeitraum von 15 Jahren – eine Änderung des Kohlenstoffvorrates von -202 kg/(ha\*a) festgestellt (entspricht 741 kg CO<sub>2</sub>/(ha\*a)). Die aufgrund der Intensivierung entstehenden CO<sub>2</sub>-Emissionen bewegen sich demnach in einer Größenordnung von 11 bis 27 % der Emissionen des Grünlandumbruchs.

### ***Spezifische Treibhausgasemissionen***

Abbildung 22 zeigt die 10 sensitivsten Parameter bezüglich der Kennzahl „spezifische Treibhausgasemissionen“. Der **Heizwert** scheint wiederum der sensitivste Parameter zu sein, was wiederum der unrealistisch großen Spannweite liegt. Daneben zeigen der **thermische** und der **elektrische Wirkungsgrad** eine große Sensitivität. Sinkt der thermische Wirkungsgrad, steigen automatisch der elektrische Wirkungsgrad und damit auch der Eigenstromverbrauch an. Wie bereits im Abschnitt über den Erntefaktor erklärt, ist dieser Zusammenhang nicht unbedingt gegeben, dennoch sind auch hier die beiden Wirkungsgrade als Indikatoren für den **Eigenstromverbrauch** zu verstehen. Steigt der Eigenstromverbrauch an (bei sinkendem thermischen oder steigendem elektrischen Wirkungsgrad), nehmen auch die spezifischen Treibhausgasemissionen zu. Die Sensitivität der übrigen Parameter ergibt sich aus denselben Gründen, die bereits im Abschnitt über die Treibhausgaseinsparung erklärt wurden. Die detaillierten Ergebnisse dieser Sensitivitätsanalyse befinden sich im Anhang 17.

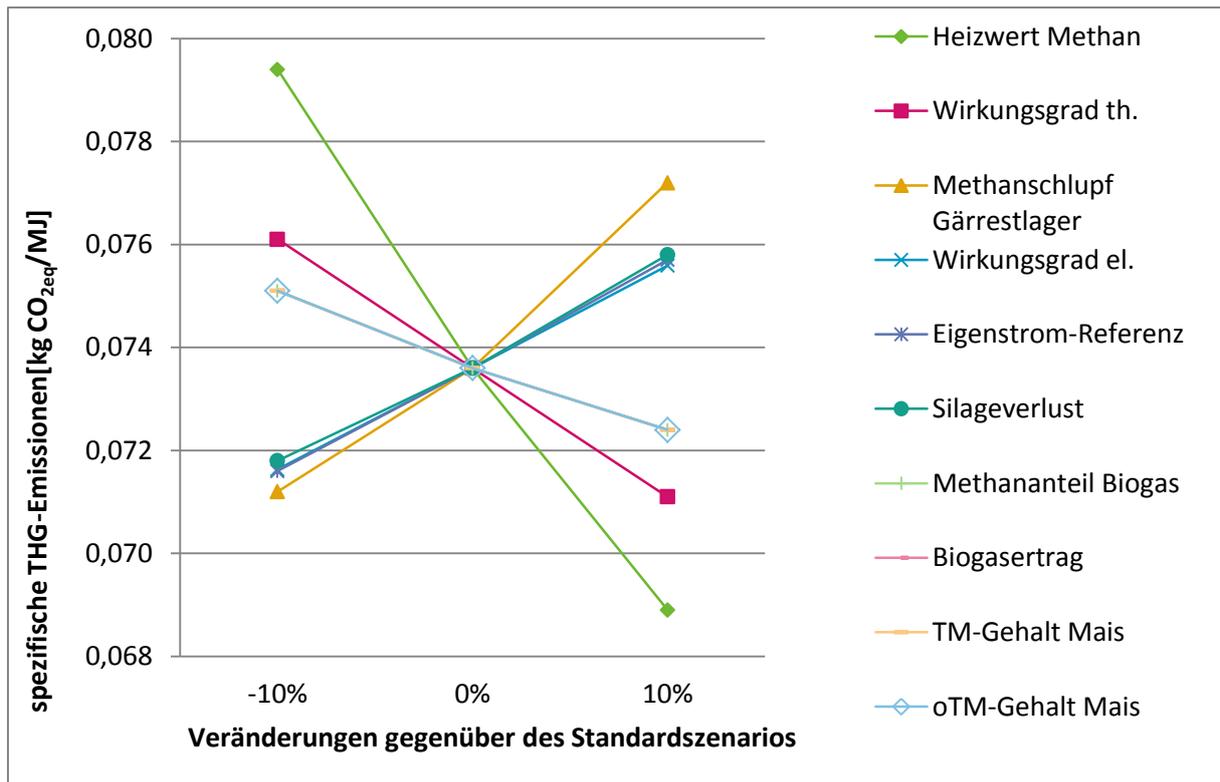


Abbildung 22: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse bezüglich der Kennzahl "spezifische Treibhausgasemissionen"

### 4.3 Unsicherheitsanalyse

Die Sensitivitätsanalysen haben gezeigt, dass die Ergebnisse der Energie- und Treibhausgasbilanzen stark schwanken können, je nachdem welche Werte in die Berechnungen eingehen. Allerdings wurde dabei meist nur ein Parameter gleichzeitig variiert. In diesem Kapitel wird deshalb mit Hilfe einer Unsicherheitsanalyse gezeigt, wie sich die Ergebnisse verändern, wenn die Bilanzen mit ganz unterschiedlichen Parameterkombinationen berechnet werden.

Die Unsicherheitsanalyse wurde mit der Software SimLab 2.2 (2004) durchgeführt. Dazu wurden zunächst die möglichen Schwankungsbreiten aller Eingangsparameter sowie deren Verteilungen definiert. Eine Liste mit detaillierten Angaben dazu befindet sich in Anhang 18. Die möglichen Spannweiten einiger Werte wurden bereits im Kapitel „Sensitivitätsanalyse“ aufgezeigt. Falls in der Literatur keine konkreten Daten vorhanden waren, wurden Annahmen getroffen, bzw. die Spannweiten wurden anhand verschiedener Literaturangaben abgeschätzt.

Die beiden fossilen Referenzszenarien<sup>47</sup> wurden nicht variiert, obwohl sie zu den einflussreichsten Parametern in Bezug auf die Treibhausgaseinsparung zählen. Die Aussagekraft der Unsicherheitsanalyse wird durch Variation dieser Parameter allerdings nicht verbessert. Werden etwa anstatt des „fossilen Strommixes Deutschland“ die Emissionen eines Braunkohlekraftwerkes als Strom-Referenz eingesetzt, erhöht sich zwar die prozentuale Treibhausgaseinsparung der Biogasanlage, wohingegen die absolut emittierte Menge an Treibhausgasen gleich bleibt. Die

<sup>47</sup> GEMIS 4.5: dt. Strommix, fossil und dt. Wärmemix, fossil 2005

Kennzahl „prozentuale Treibhausgaseinsparung“ kann deshalb generell nur mit Studien verglichen werden, die dieselben fossilen Referenzszenarien verwenden (MENÁRD, ET AL. 1998).

Für die meisten Parameter wurden uniforme Verteilungen angenommen, da keine genaueren Angaben in der Literatur zur Verfügung standen. Obwohl einige Autoren in diesem Fall trianguläre Verteilungen verwenden und Werte für Minimum, Maximum und Modalwert annehmen bzw. abschätzen (DORNBURG, ET AL. 2005), (RAUH, ET AL. 2007), (YU, ET AL. 2009), wurde hier bewusst auf die Annahme solcher Verteilungen verzichtet, da sie bereits einen häufigsten Wert implizieren, obwohl dieser eigentlich nicht bekannt ist. Aus diesem Grund wurde die uniforme Verteilung bevorzugt. Insgesamt gingen 85 Inputparameter in die Berechnungen ein, wobei 61 Parametern eine uniforme, 5 eine normal- und 2 eine lognormal-Verteilung zugeordnet wurde (vgl. Anhang 18). Drei Parameter standen in einer bestimmten Relation zu anderen Parametern und 14 Parameter blieben konstant (z.B. die Molmasse von Methan). Der thermische Wirkungsgrad steht in Relation zum elektrischen Wirkungsgrad, denn er ergibt sich aus dem Gesamtwirkungsgrad (0.85 bzw. 85%) abzüglich des elektrischen Wirkungsgrades. Der Gesamtwirkungsgrad des Blockheizkraftwerkes blieb also immer konstant. Der Anteil des organisch gebundenen Stickstoffs im Gärrest ergibt sich aus der Differenz zwischen 1 (100 %) und dem Anteil des mineralisch gebundenen Stickstoffs. Ähnlich ist die Relation zwischen Methan- und CO<sub>2</sub>-Gehalt im Biogas. Den Parametern „Hof-Feld-Entfernung“ und „Schlaggröße“ wurde eine lognormale Verteilung zugeordnet, da diese aus einem GIS-Beispieldatensatz für die Region Südhessen abgeleitet werden konnte. Dem Maisertrag und den damit in Zusammenhang stehenden Parametern TM-Gehalt, oTM-Gehalt, Biogasertrag und Silageverluste wurde eine Normalverteilung zugeordnet, die im Fall des Maisertrages an Daten aus der Arbeit von SCHIERMANN (2004) angelehnt sind.

Zwischen bestimmten Parametern existieren Korrelationen, die insofern berücksichtigt wurden, als dass die entsprechenden Korrelationskoeffizienten in die in SimLab 2.2 implementierte *Iman Conover Matrix* eingetragen wurden. So ergibt sich beispielsweise der Nährstoffbedarf des Maises in diesen - auf KTBL-Daten beruhenden - Modellrechnungen aus dessen Nährstoffgehalt. Daraus resultiert ein Korrelationskoeffizient von 1 zwischen den Nährstoffgehalten und dem Nährstoffbedarf. Wie bereits im Kapitel 2.6 erwähnt, können unrealistische Parameterkombinationen entstehen, wenn Korrelationen nicht berücksichtigt werden (CIROTH 2006).

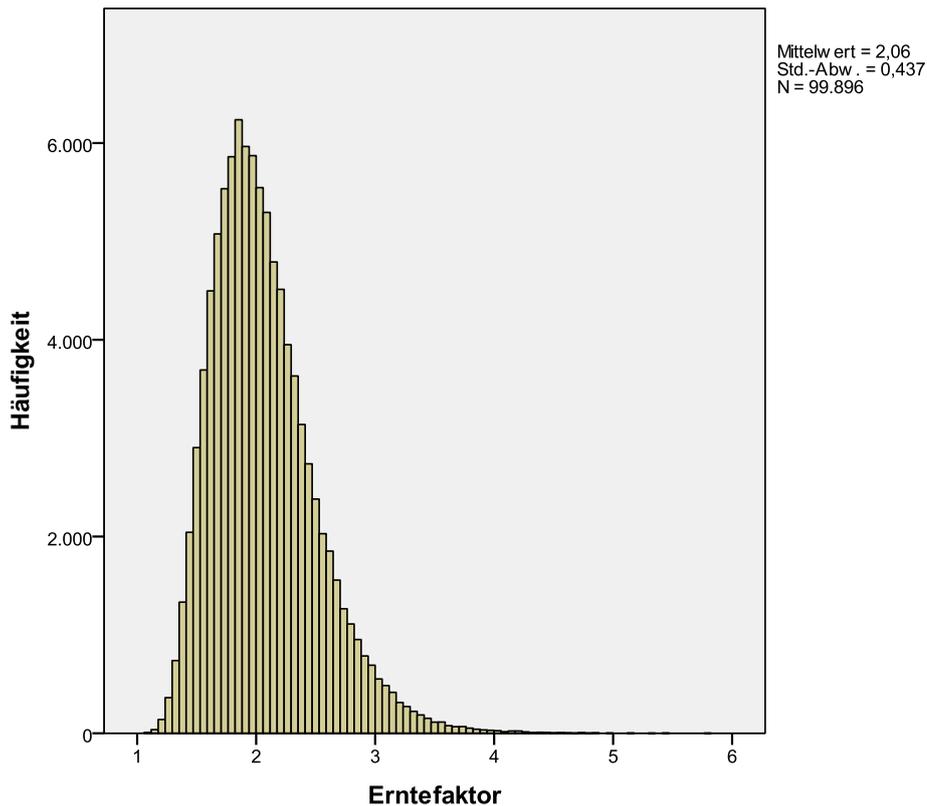
Mit Hilfe des in SimLab 2.2 implementierten *Latin Hypercube Sampling* (LHS) wurden zunächst 100.000 verschiedene Parametersätze generiert. Diese Anzahl ist sicherlich sehr hoch, denn die Autoren von SimLab 2.2 empfehlen, dass die Anzahl der Simulationen mindestens 1,5 bzw. besser 10-mal höher sind, als die Anzahl der Inputparameter (SIMLAB 2.2 2004). Die Gleichungen zur Berechnung der Energie- und Treibhausgasbilanzen wurden als internes Modell in SimLab 2.2 integriert, so dass die Simulationen direkt in SimLab 2.2 durchgeführt werden konnten.

#### 4.3.1 Ergebnisse der Unsicherheitsanalyse

Die hier präsentierten Ergebnisse basieren zunächst auf den 100.000 durchgeführten Simulationsdurchläufen. Als „Outputparameter“ der Berechnungen wurden wiederum die Kennzahlen „Erntefaktor“, „prozentuale Treibhausgaseinsparung“ und „spezifische Treibhausgasemission“ definiert.

### Unsicherheit des Erntefaktors

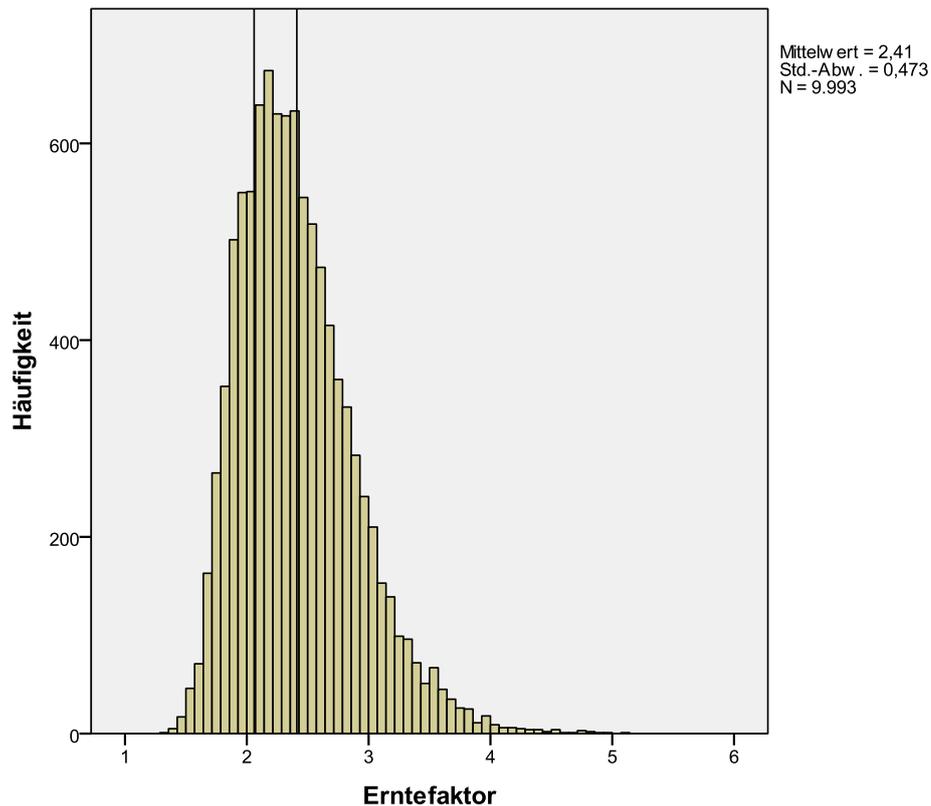
Abbildung 23 zeigt das Ergebnis der Unsicherheitsanalyse bezogen auf die Kennzahl „Erntefaktor“. Insgesamt wurden 99.896 gültige Simulationsläufe durchgeführt, d.h. 104 Durchläufe wurden ausgeschlossen, da mindestens ein Eingangsparameter einen ungültigen Wert (-1) enthielt. Unter den getroffenen Rahmenbedingungen und den gewählten Häufigkeitsverteilungen (vgl. Anhang 18) für die Eingangsparameter wird im Mittel ein Erntefaktor von 2.06 erreicht. Der maximale Erntefaktor beträgt 5,81, der minimale Erntefaktor 1,07 und die daraus resultierende Spannweite 4,74.



**Abbildung 23: Ergebnis der Unsicherheitsanalyse bezogen auf die Kennzahl "Erntefaktor"**

Der Erntefaktor des Standardszenarios beträgt 4,32 und scheint damit – nach den Ergebnissen der Unsicherheitsanalyse zu urteilen – sehr unwahrscheinlich zu sein. Am wahrscheinlichsten für eine Biogasanlage mit Gasaufbereitung und offenem Gärrestlager sind Erntefaktoren im Bereich zwischen 1,5 und 2,5. Erntefaktoren < 1 kommen nicht vor, d.h. die Anlage kann unter den gewählten Rahmenbedingungen nicht mehr fossile Energie verbrauchen als sie an erneuerbarer Energie produziert.

Da sich die Erntefaktoren unter diesen gewählten Rahmenbedingungen auf einem niedrigen Niveau befinden, wurde nochmals eine Unsicherheitsanalyse unter der Annahme durchgeführt, dass das Gärrestlager abgedeckt ist, so dass diese Methanemissionen vermieden werden. Diese Unsicherheitsanalyse wurde nur noch mit 10.000 Simulationsdurchläufen durchgeführt, die jedoch eine ähnliche Verteilung und Spannweite erzeugten wie die Simulationen mit 100.000 Durchläufen. Daraus wurde geschlossen, dass 10.000 Simulationsdurchläufe ausreichen, um die Spannweite und Häufigkeitsverteilungen der Ergebnisse hinreichend darzustellen.

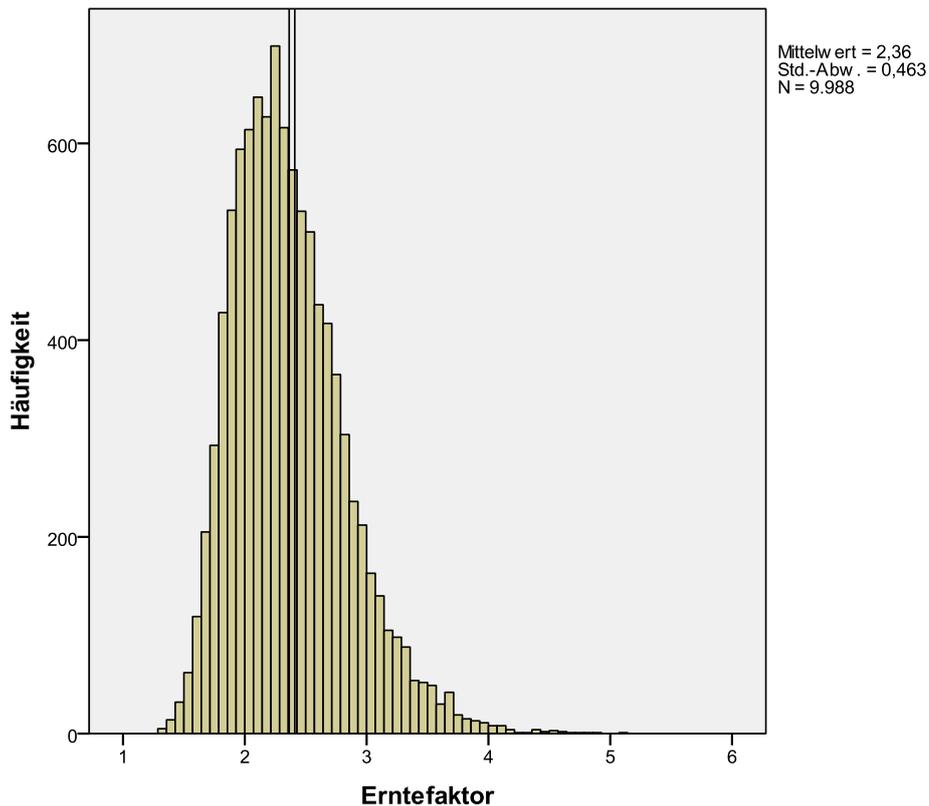


**Abbildung 24:** Ergebnis der Unsicherheitsanalyse bezogen auf die Kennzahl "Erntefaktor" unter der Annahme, dass das Gärrestlager abgedeckt ist. Die Mittelwerte dieses Szenarios sowie des Szenarios „Gärrestlager offen“ sind anhand der Linien markiert.

Abbildung 24 zeigt, dass sich der Wert für den mittleren Erntefaktor um ca. 17 % auf 2,41 erhöht, wenn das Gärrestlager abgedeckt wird. Der minimale Erntefaktor beträgt 1,29 und der maximale Erntefaktor liegt bei 5,07 und damit noch unterhalb des maximalen Erntefaktors, der mit offenem Gärrestlager erreicht werden kann (5,81). Allerdings ist die niedrigere Anzahl an Simulationsdurchläufen sehr wahrscheinlich die Ursache dafür, dass die extremeren Werte nicht gut abgedeckt werden.

Weiterhin ist interessant, wie sich der Ergebnisse verändern, wenn andere Verteilungen für die Parameter angenommen werden. Beispielhaft wurde deshalb allen normalverteilten Parametern<sup>48</sup> eine uniforme Verteilung zugeordnet. Die Ergebnisse dieser Simulationsdurchläufe zeigt Abbildung 25.

<sup>48</sup> Maisertrag, TM-Gehalt, oTM-Gehalt, Biogasertrag, Silageverluste



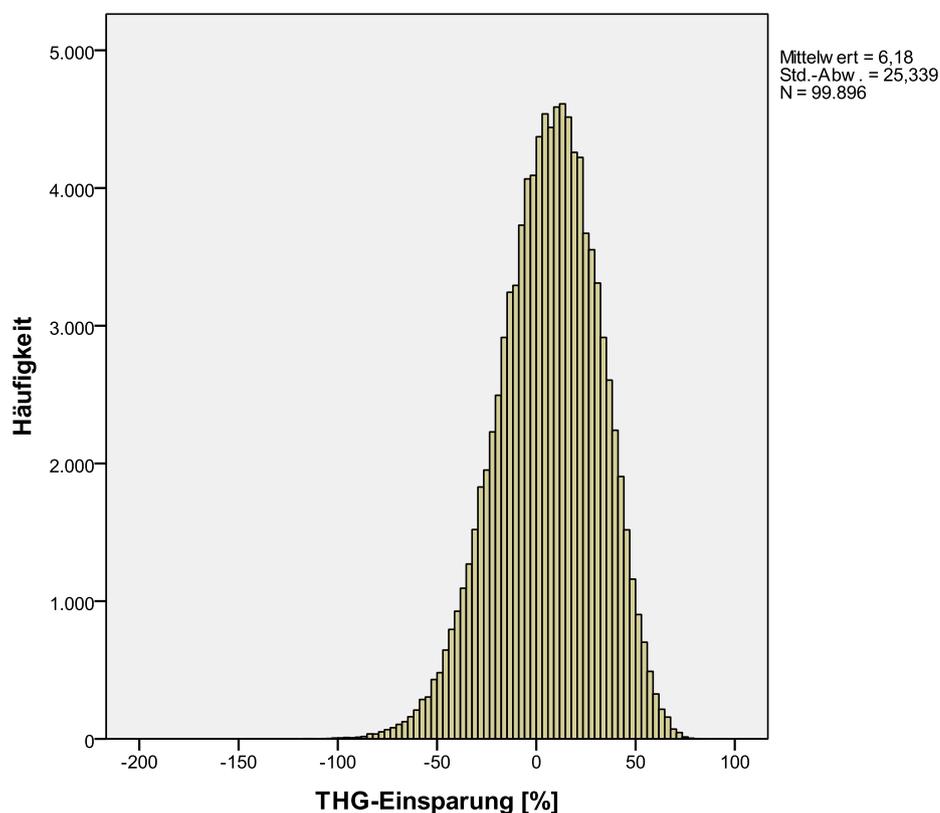
**Abbildung 25:** Ergebnis der Unsicherheitsanalyse bezogen auf die Kennzahl "Erntefaktor" unter der Annahme, dass das Gärrestlager abgedeckt ist und dass zudem die 5 normalverteilten Parameter in uniform-verteilte Parameter umgewandelt wurden. Die Mittelwerte der beiden Szenarien „uniforme Verteilung“ und „Normalverteilung“ sind dargestellt.

Der Mittelwert der Verteilung verringert sich im Vergleich zu der Unsicherheitsanalyse mit den normalverteilten Parametern nur geringfügig um 2 % (vgl. Abbildung 25). Die Spannweite bleibt nahezu identisch, denn der minimale Erntefaktor beträgt 1,31 und der maximale 5,1. Die leichte Reduzierung des mittleren Erntefaktors kommt dadurch zustande, dass nun alle Maiserträge (hoch, mittel, niedrig) und auch alle TM- und oTM-Gehalte sowie die Biogaserträge und Silageverluste mit gleicher Wahrscheinlichkeit eingehen. Im Vergleich zu den Simulationsdurchläufen mit den normalverteilten Parametern, scheinen nun die niedrigeren Maiserträge – kombiniert mit niedrigeren TM- und oTM-Gehalten etc. häufiger „gezogen“ zu werden. Dies wird anscheinend auch nicht ganz dadurch kompensiert, dass die hohen Erträge – in Kombination mit hohen TM- und oTM-Gehalten etc. – genauso wahrscheinlich sind. Die Unterschiede zwischen den Ergebnissen mit normalverteilten und uniformverteilten Parametern sind trotz allem sehr gering. Allerdings wurden auch nur 5 von 85 Eingangsparametern verändert<sup>49</sup>. Die veränderten Parameter weisen jedoch eine relativ hohe Sensitivität auf.

<sup>49</sup> Allerdings können nur 71 von den 85 Parametern verändert werden, da die anderen Parameter konstant sind

### ***Unsicherheit der Treibhausgaseinsparung***

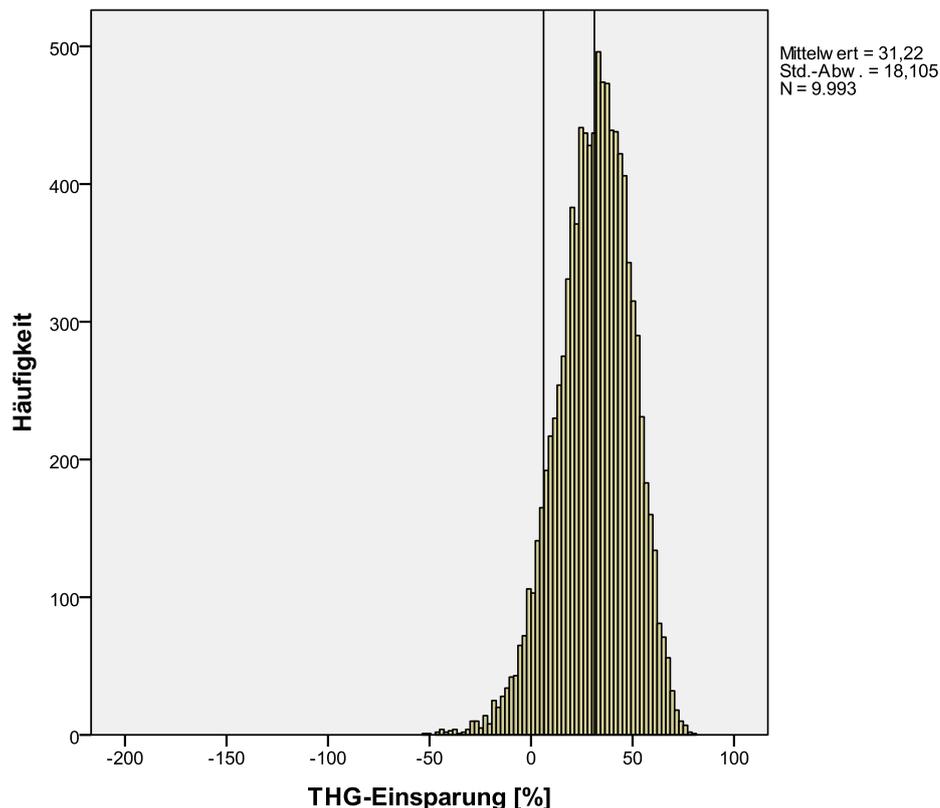
Abbildung 26 zeigt das Ergebnis der Unsicherheitsanalyse bezogen auf die Kennzahl „prozentuale Treibhausgaseinsparung“. Wie oben bereits erwähnt, wurden die fossilen Referenzszenarien, die zur Berechnung der prozentualen Treibhausgaseinsparung herangezogen wurden, nicht variiert. Die in Abbildung 26 erkennbare Spannweite ist demnach allein auf die Variation der anderen Eingangsparameter zurückzuführen. Der Mittelwert der Treibhausgaseinsparung beträgt unter den angenommenen Rahmenbedingungen lediglich 6,18 %. Die Spannweite reicht von -151 bis 82,63 %, wobei der minimale Wert von -151 eher ein Ausreißer zu sein scheint. Dennoch erreichen ca. 38,6 % aller Simulationsdurchläufe eine negative Treibhausgaseinsparung, d.h. in diesen Fällen würde die Biogasanlage mehr Treibhausgase emittieren als die fossilen Referenzszenarien<sup>50</sup>. Am wahrscheinlichsten sind THG-Einsparungen im Bereich zwischen 0 bis 20 %. Die Ergebnisse zeigen allerdings auch, dass hohe Einsparungen – wenn auch nicht sehr wahrscheinlich – zumindest möglich sind. Anlagenbetreiber können also bei guter Betriebsführung durchaus hohe Treibhausgaseinsparungen erzielen. Worauf sie dabei besonders achten sollten, wird in den folgenden Abschnitten bzw. der sich anschließenden Diskussion genauer erläutert.



**Abbildung 26: Ergebnis der Unsicherheitsanalyse bezogen auf die Kennzahl "prozentuale THG-Einsparung"**

<sup>50</sup> GEMIS 4.5: dt. Strommix, fossil und dt. Wärmemix, fossil 2005

Welche Auswirkungen ein gasdicht abgedecktes Gärrestlager auf die Häufigkeitsverteilung der Treibhausgaseinsparung hat, zeigt Abbildung 27. Die mittlere prozentuale Treibhausgaseinsparung wird demnach um ein 5-faches erhöht, wenn das Gärrestlager gasdicht abgedeckt wird. Zudem verringert sich die Spannweite der möglichen Treibhausgaseinsparungen, denn sie reicht nur noch von -52,99 bis 80,9. Dies könnte zum einen der geringeren Anzahl der Simulationsdurchläufe zuzuschreiben sein, da extreme Parameterkombinationen seltener vorkommen und zum anderen fallen einige Parameterkombinationen weg, da der Parameter „Methanschlupf Gärrestlager“ nun als Konstante (Null Methanschlupf) in die Berechnungen eingeht.

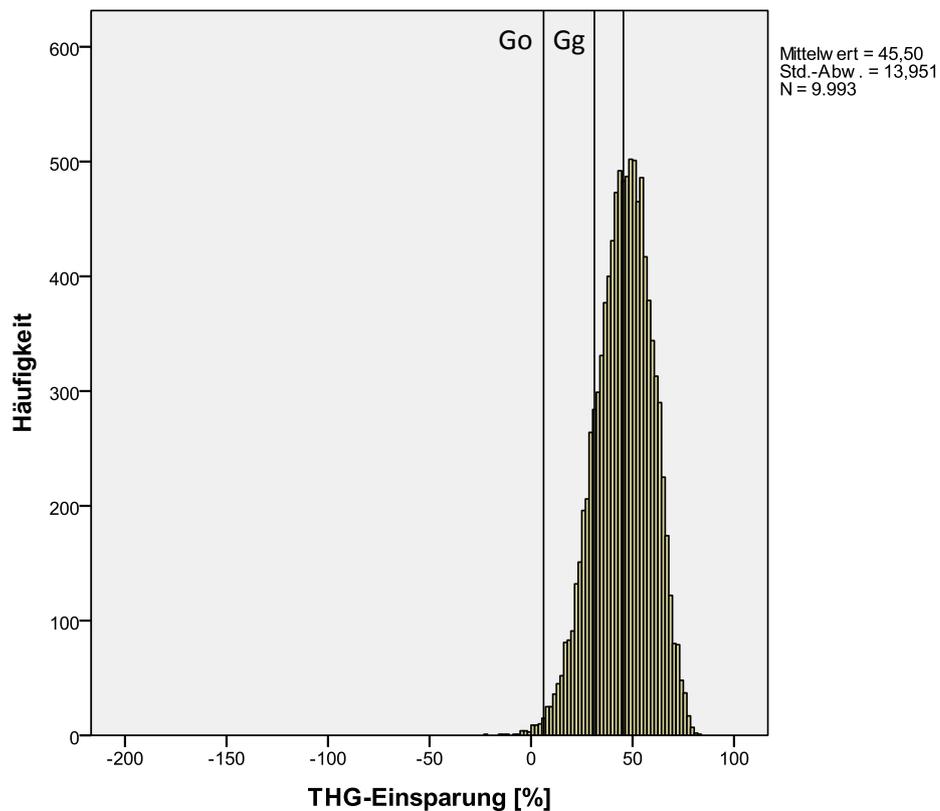


**Abbildung 27:** Ergebnis der Unsicherheitsanalyse bezogen auf die Kennzahl "prozentuale THG-Einsparung" unter der Annahme, dass das Gärrestlager abgedeckt ist. Die Mittelwerte der beiden Szenarien „Gärrestlager offen“ und „Gärrestlager geschlossen“ sind dargestellt.

Die höchste Wahrscheinlichkeit haben Treibhausgaseinsparungen im Bereich zwischen 25 und 45 %. Nur noch 5,1 % der Simulationsdurchläufe liefern negative Treibhausgaseinsparungen. Der Effekt eines gasdicht abgedeckten Gärrestlagers ist in Bezug auf die Kennzahl „prozentuale Treibhausgaseinsparung“ viel größer als in Bezug auf den „Erntefaktor“. Die Ursache ist die größere Sensitivität dieses Parameters in Bezug auf die Treibhausgaseinsparung (vgl. Kapitel 4.2.1).

Einen ähnlich großen Effekt auf die Häufigkeitsverteilung haben die direkten Landnutzungsänderungen. Wird Grünlandumbruch vermieden und das Gärrestlager abgedeckt, erreicht die Biogasanlage im Mittel THG-Einsparungen von 45,5 % (vgl. Abbildung 28). Die Spannweite wird im Vergleich zum vorangegangenen Szenario nochmals reduziert und reicht von -22,9 bis 82,9 %, wobei nur noch ca. 0,2 % der Simulationsdurchläufe negative Treibhausgaseinsparungen erzielen. Allein durch Beachtung dieser beiden Maßnahmen (Gärrestlager abdichten und Grünlandumbruch vermeiden) kann die Wahrscheinlichkeit, dass die Biogasanlage mehr Treibhausgase emittiert als ein entsprechendes fossiles Referenzszenario, erheblich gesenkt werden.

In der Abbildung sind zum Vergleich nochmals die mittleren Treibhausgaseinsparungen der beiden vorherigen Szenarien eingezeichnet.



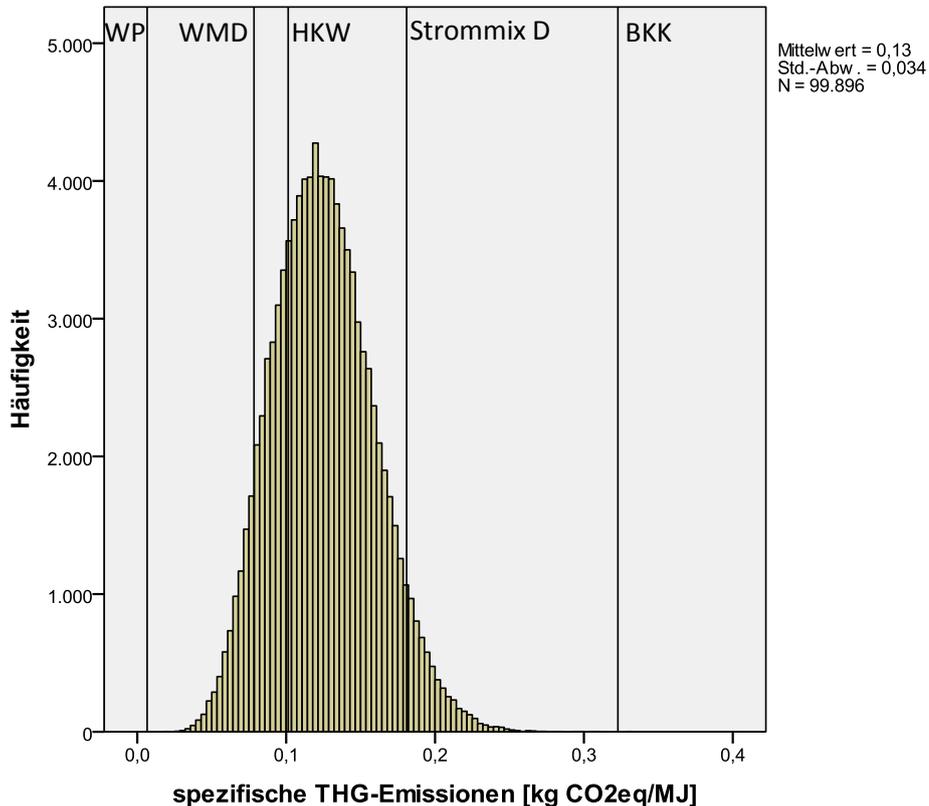
**Abbildung 28:** Ergebnis der Unsicherheitsanalyse bezogen auf die Kennzahl "prozentuale THG-Einsparung" unter der Annahme, dass das Gärrestlager abgedeckt ist und dass kein Grünlandumbruch stattfindet. Zum Vergleich sind die Mittelwerte der beiden anderen Szenarien („Gärrestlager offen“ (Go) und „Gärrestlager geschlossen“ (Gg)) markiert.

Die Umwandlung der Normalverteilungen in uniforme Verteilungen (im Fall des Szenarios „Gärrestlager abgedeckt“), hat auch im Fall der Treibhausgaseinsparung keine großen Auswirkungen auf das Ergebnis. Die mittlere Treibhausgaseinsparung sinkt lediglich um ca. 8,1 % auf 28,7 % und die Spannweite vergrößert sich wieder etwas auf den Bereich von -87,91 bis 80,13 %. Negative Treibhausgaseinsparungen werden in ca. 7,7 % der Simulationsdurchläufe erzielt. Die Ursachen der Unterschiede sind die gleichen wie beim Erntefaktor.

### ***Unsicherheit der Treibhausgaseinsparung***

Abbildung 29 zeigt die Ergebnisse der Unsicherheitsanalyse bezogen auf die spezifischen Treibhausgasemissionen, die die Biogasanlage aufweist. Die mittleren Emissionen liegen bei 0,125 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ. Dieser Wert liegt etwa in der Größenordnung eines großen Gas-Heizkraftwerkes, das spezifische Emissionen von 0,101 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ aufweist. Die Berechnung der spezifischen Emissionen dieses Heizkraftwerkes (HKW) beruht allerdings auf der Gutschrift-Methode, d.h. die aufgrund der Wärmeerzeugung vermiedenen Emissionen wurden diesem Heizkraftwerk gutgeschrieben. Wie bereits im Kapitel 3.5 diskutiert, verringert die Gutschrift-Methode die spezifischen Treibhausgasemissionen in stärkerem Maße als die energetische Allokation.

Die Spannweite der spezifischen THG-Emissionen reicht von 0,0207 - 0,331 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ, d.h. keine Parameterkombination liefert höhere Emissionen als ein Braunkohlekraftwerk. Über 90 % der Simulationsdurchläufe liefern spezifische THG-Emissionen, die niedriger sind, als die des deutschen Strommixes. Allerdings liefern nur 25 % der Simulationsdurchläufe niedrigere spezifische Emissionen als die vergleichbare fossile Technologie eines Gasheizkraftwerkes. Das niedrige Niveau eines Windparks, der lediglich Emissionen in Höhe von 0,0066 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ aufweist, kann nicht erreicht werden.



**Abbildung 29: Ergebnis der Unsicherheitsanalyse bezogen auf die Kennzahl "spezifische THG-Emissionen". Zum Vergleich sind die spezifischen Emissionen eines Windparks (WP<sup>51</sup>), des dt. Wärmemixes (WMD<sup>52</sup>), eines Gasheizkraftwerkes (HKW<sup>53</sup>), des deutschen Strommixes (Strommix D<sup>54</sup>) und eines Braunkohlekraftwerkes (BKK<sup>55</sup>) eingezeichnet.**

Unter der hier angenommenen energetischen Allokation sind die Emissionen, verglichen mit dem deutschen Wärmemix sehr hoch. Würde ein anderes Allokationsverfahren angewandt, reduzierten sich die spezifischen Treibhausgasemissionen für die Wärmeproduktion (vgl. Kapitel 3.5). Wie effizient die Kraft-Wärme-Kopplung im Vergleich zu der ausschließlichen Stromproduktion ist, wird nochmals in Abbildung 30 deutlich. Diese zeigt das Ergebnis der Monte-Carlo-Simulationen für ein „worst-case“ Szenario, bei dem die Anlage (Standardszenario ohne Gülle) ihre Wärme völlig ungenutzt „verpuffen“ lässt. Die Treibhausgasemissionen werden dabei vollständig dem Strom

<sup>51</sup> GEMIS 4.5: Wind-KW-Park-gross-DE-2010, 18 MW installierte Leistung, Datenqualität: mittel (0,0066 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ)

<sup>52</sup> GEMIS 4.5: Wärme-Heizen-mix-DE-HH/KV-2005, Datenqualität: gut (0,0784 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ)

<sup>53</sup> GEMIS 4.5: Gas-HKW-GT-gross-DE-2000/Gas, 50 MW installierte Leistung, Datenqualität: mittel (0,1014 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ)

<sup>54</sup> GEMIS 4.5: El-KW-Park-DE-2005, Datenqualität: mittel (0,1809 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ)

<sup>55</sup> GEMIS 4.5: Braunkohle-KW-DT-DE-2005-ostdeutsch, Datenqualität: gut (0,3228 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ)

zugerechnet. In diesem Fall erzeugt die Biogasanlage in ca. 27 % aller Simulationsdurchläufe höhere spezifische Emissionen als ein Braunkohlekraftwerk. In nur 0,14 % der Simulationen liegen die spezifischen Emissionen unterhalb des Niveaus eines Heizkraftwerkes. Die Spannweite der Emissionen liegt dabei im Bereich von 0,06 bis 0,81 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ.

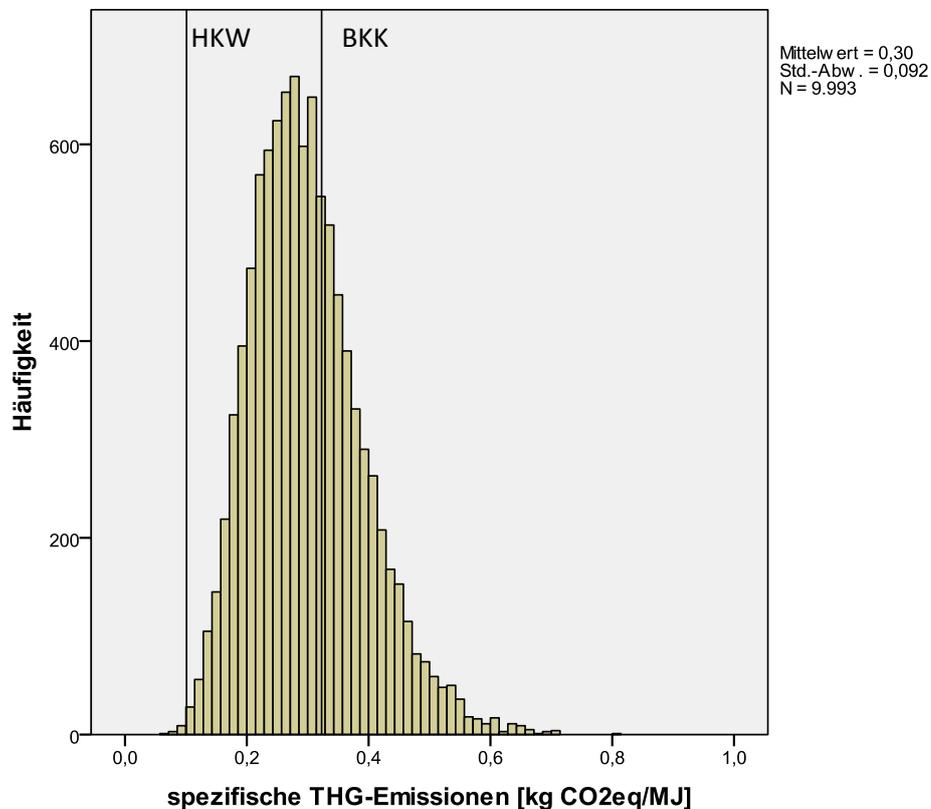


Abbildung 30: Ergebnis der Unsicherheitsanalyse des „worst-case“-Szenarios: „ausschließliche Stromproduktion“ bezogen auf die Kennzahl "spezifische THG-Emissionen". Zum Vergleich sind die spezifischen Emissionen eines Gasheizkraftwerkes (HKW<sup>56</sup>) und eines Braunkohlekraftwerkes (BKK<sup>57</sup>) eingezeichnet.

Dieses „worst-case-Szenario“ kann allerdings erheblich verbessert werden, wenn wiederum das Gärrestlager gasdicht abgedeckt wird, die Wärme zu 100 % genutzt wird und kein Grünlandumbruch stattfindet (Abbildung 31). In diesem Fall verringern sich die spezifischen Treibhausgasemissionen erheblich, wie aus Abbildung 31 hervorgeht. Die mittlere spezifische Treibhausgasemission liegt bei 0,07 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ und hat sich damit um 44 % gegenüber dem Standardszenario verringert. Die Spannweite reicht nur noch von 0,02 bis 0,15 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ, so dass ca. 92 % der Simulationsdurchläufe niedrigere THG-Emissionen aufweisen als das Gas-Heizkraftwerk. Das niedrige Niveau eines Windparks kann allerdings mit einer Biogasanlage kaum erreicht werden.

<sup>56</sup> GEMIS 4.5: Gas-HKW-GT-gross-DE-2000/Gas, 50 MW installierte Leistung, Datenqualität: mittel

<sup>57</sup> GEMIS 4.5: Braunkohle-KW-DT-DE-2005-ostdeutsch, Datenqualität: gut

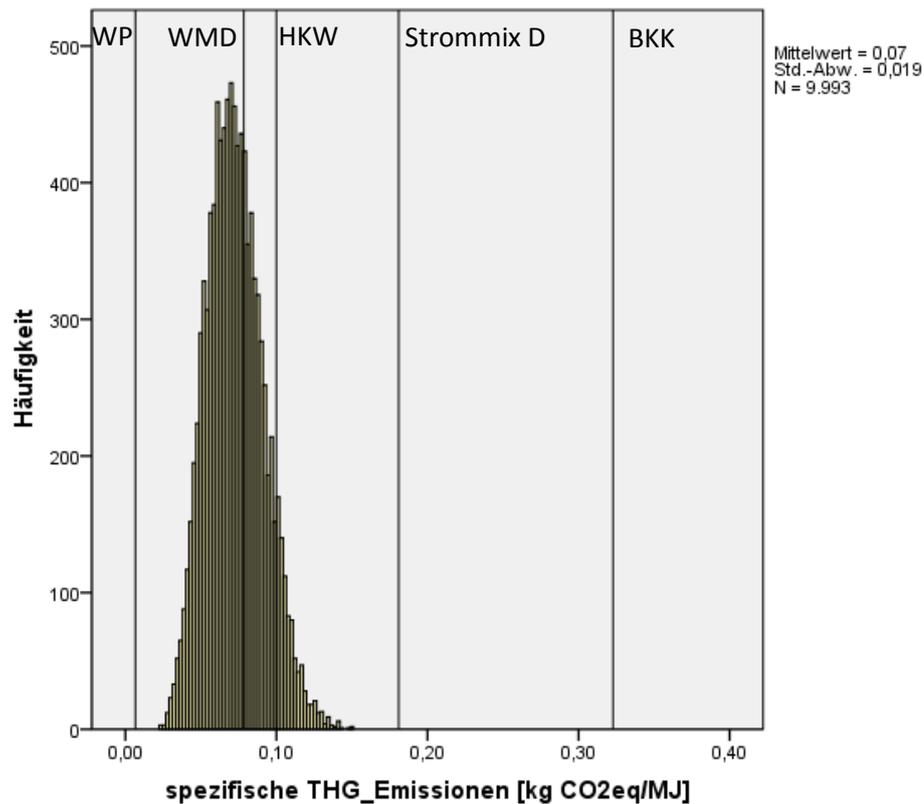


Abbildung 31: Ergebnis der Unsicherheitsanalyse bezogen auf die Kennzahl "spezifische THG-Emissionen" unter der Annahme, dass das Gärrestlager abgedeckt ist und dass kein Grünlandumbruch stattfindet. Zum Vergleich sind die spezifischen Emissionen eines Windparks (WP<sup>58</sup>), des dt. Wärmemixes (WMD<sup>59</sup>), eines Gasheizkraftwerkes (HKW<sup>60</sup>), des deutschen Strommixes (Strommix D<sup>61</sup>) und eines Braunkohlekraftwerkes (BKK<sup>62</sup>) eingezeichnet.

<sup>58</sup> GEMIS 4.5: Wind-KW-Park-gross-DE-2010, 18 MW installierte Leistung, Datenqualität: mittel (0,0066 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ)

<sup>59</sup> GEMIS 4.5: Wärme-Heizen-mix-DE-HH/KV-2005, Datenqualität: gut (0,0784 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ)

<sup>60</sup> GEMIS 4.5: Gas-HKW-GT-gross-DE-2000/Gas, 50 MW installierte Leistung, Datenqualität: mittel (0,1014 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ)

<sup>61</sup> GEMIS 4.5: El-KW-Park-DE-2005, Datenqualität: mittel (0,1809 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ)

<sup>62</sup> GEMIS 4.5: Braunkohle-KW-DT-DE-2005-ostdeutsch, Datenqualität: gut (0,3228 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ)

## 4.4 Diskussion

In der Diskussion wird zunächst auf die Grenzen der Unsicherheitsanalyse eingegangen, bevor im nächsten Abschnitt Maßnahmen vorgestellt bzw. zusammengefasst werden, die zur Verbesserung der Energie- und THG-Bilanzen beitragen.

### ***Aussagekraft der Unsicherheitsanalyse***

Wie bereits im vorherigen Kapitel angedeutet, scheint das *Latin Hypercube Sampling* die oberen Bereiche der vorgegebenen Spannweiten der Eingangsparameter weniger gut abzudecken. Diese Tendenz konnte anhand eines in SimLab 2.2 durchgeführten Tests mit 3 Eingangsparametern und einem internen Modell mit zwei implementierten Gleichungen festgestellt werden. Ob diese Tendenz zu Verschiebungen der Bilanzkennzahlen in eine bestimmte Richtung führt, ist schwer abzuschätzen, denn wenn bei Eingangsparametern wie dem Methanschluß der obere Bereich weniger gut abgedeckt wird, führt dies zur Verbesserung der Bilanzkennzahlen, wohingegen diese Tendenz bei anderen Eingangsparametern - wie etwa dem Biogasertrag - zu Verschlechterungen führt. Generell können die hier präsentierten Häufigkeitsverteilungen die Realität nur bedingt wiedergeben, denn für die meisten Eingangsparameter lagen keine real gemessenen Häufigkeitsverteilungen vor, so dass uniforme Verteilungen angenommen wurden. Die Veränderung der Häufigkeitsverteilung von 5 relativ sensitiven Eingangsparametern hat die Häufigkeitsverteilung der Ergebnisse jedoch kaum verändert. Die hier durchgeführte Unsicherheitsanalyse gibt grundsätzlich Aufschluss über die mögliche Spannweite der Ergebnisse der Energie- und Treibhausgasbilanzen. Außerdem konnte gezeigt werden, dass sich die Wahrscheinlichkeit, eine gute Bilanz zu erzielen deutlich erhöht, wenn bestimmte Maßnahmen ergriffen werden.

### ***Maßnahmen zur Optimierung der Energie- und THG-Bilanzen***

Die Ergebnisse der Sensitivitäts- und Unsicherheitsanalysen haben gezeigt, dass Anlagenbetreiber auf bestimmte Parameter achten müssen, wenn sie die Energie- und Treibhausgasbilanzen optimieren wollen. Grundsätzlich sollten in Zukunft alle Anlagen mit einem gasdicht abgedeckten Gärrestlager ausgestattet sein<sup>63</sup>, ein Wärmekonzept vorweisen und kein Grünland mehr umbrechen. Zudem kann ein hoher Gülleanteil wesentlich zur Verbesserung der Treibhausgasbilanzen beitragen, allerdings ist es aus ökonomischer Sicht eher ineffizient, den „teuren“ Fermenterraum zu einem Großteil mit Substrat zu beschicken, das im Vergleich zu Mais relativ geringe Biogasausbeuten erzielt (KEYMER, ET AL. 2009).

In dieser Hinsicht wurde die Gesetzeslage bereits verbessert, da die Zahlung des NaWaRo-, Gülle- und/oder Landschaftspflegebonus für Neuanlagen ab 2009 an ein gasdicht abgedecktes Gärrestlager gekoppelt ist (LOIBL 2009) und Grünlandumbruch (direkt und indirekt) durch die 5 % Klausel in der VERORDNUNG (EG) Nr. 1782/2003 zumindest theoretisch begrenzt bzw. vermieden wird. Die Wärmenutzung wird außerdem durch den KWK-Bonus forciert, der an Anlagenbetreiber gezahlt wird, die ein Wärmekonzept im Sinne der Positivliste aufweisen können (vgl. Kapitel 2.4) und der Güllebonus sorgt dafür, dass möglichst viel Gülle für die Biogasnutzung erschlossen wird. Es ist zu

---

<sup>63</sup>Bisher haben nur 10 % der 177 von der FNR untersuchten Biogasanlagen eine gasdicht abgedecktes Gärrestlager (FNR, 2005)

überprüfen, ob diese Gesetzeslage ausreicht, um die Biogasanlagen hinsichtlich ihres Treibhausgaseinsparpotentials zu optimieren, oder ob weitere Anpassungen notwendig sind, wie etwa ein Grünlandbonus oder die Kopplung sämtlicher Bonuszahlungen an Wärmekonzepte, die beispielsweise mindestens 70 % der anfallenden Wärme nutzen. Es ist auch denkbar, die Vergütungssätze insgesamt an bestimmte Mindestanforderungen hinsichtlich der Treibhausgaseinsparungen zu koppeln.

Die 5 % Klausel kann wahrscheinlich nicht verhindern, dass bestimmte Produktionen von Nahrungs- und Futtermitteln durch den verstärkten Anbau von Energiepflanzen ins außereuropäische Ausland verlagert werden und dort zu direkten Landnutzungsänderungen führen. Ob und in welchem Umfang solche Landnutzungsänderungen stattfinden, ist nur sehr schwer nachzuvollziehen. Eine Möglichkeit, indirekte Landnutzungsänderungen zu vermeiden, wäre ein vollständiger Verzicht auf den Anbau von Energiepflanzen zugunsten des verstärkten Einsatzes von Gülle und/oder Bioabfällen, zumal Anlagen, die mit solchen Substraten betrieben werden, wesentlich besser in Ökobilanzen abschneiden (KOCH 2009), (GÄRTNER, ET AL. 2008), (BACHMAIER, ET AL. 2007), (HARTMANN 2006). Allerdings ist das Gülle- und Bioabfallpotential auch begrenzt und aus ökonomischer Sicht sind reine Gülleanlagen kaum rentabel. Außerdem sollten alle Potentiale, die auf ökologisch und ökonomisch sinnvolle Art und Weise zur Treibhausgaseinsparung beitragen, genutzt werden, um die Klimaschutzziele der Bundesregierung erreichen zu können. Indirekte Landnutzungsänderungen könnten zudem auch dann entstehen, wenn Deutschland auf den Anbau von Energiepflanzen verzichtet und nur noch Nahrungs- und Futterpflanzen anbaut aber dafür biogene Energieträger aus dem Ausland importiert (Palmöl, Ethanol aus Zuckerrohr), die womöglich noch gravierendere direkte oder indirekte Landnutzungsänderungen verursachen. Es gilt demnach, die angebauten Energiepflanzen so effizient wie möglich zu nutzen und die richtige Balance zwischen den Interessen des Naturschutzes, des Klimaschutzes und der Anlagenbetreiber zu finden. Wie so eine Balance in einer Beispielregion in Südhessen aussehen könnte, wird im nächsten Kapitel vorgestellt.

Neben den oben genannten wichtigsten Punkten, kann die Effizienz einer Biogasanlage noch durch die Beachtung folgender Maßnahmen gesteigert werden (die Reihenfolge entspricht dabei auch den Prioritäten, die sich aus der Sensitivitäts- und Unsicherheitsanalyse ergeben haben):

- Minimierung von Silageverlusten durch Beachtung der in Kapitel 2.1 genannten Parameter (optimaler TM-Gehalt, gute Verdichtung, sofortige luftdichte Abdeckung nach der Ernte und ggf. Zugabe eines Siliermittels).
- Reduzierung des Eigenenergieverbrauchs durch optimal an das Substrat angepasste Rührtechnik und entsprechende Betriebsführung.
- Maximierung des Biogasertrages (Substratzusammensetzung, Kofermentationseffekt (HOPFNER-SIXT, ET AL. 2009), Zusammenspiel zwischen Mikrobiologie und Technik, d.h. Wahl der optimalen Faulraumbelastung und Verweilzeit sowie Einstellung der optimalen Rührintervalle).
- Maximierung des Maisertrages (Sortenwahl) und richtige Wahl des Erntezeitpunktes (gute Silierfähigkeit, optimaler TM-Gehalt, vgl. AMON, ET AL. (2007 b)).
- Ausgleich der Humusbilanz durch Einhaltung der Fruchtfolgen, Zwischenfruchtanbau (Humusmehrer), ausreichende Gülle- Mist- und/oder Gärrestdüngung.
- Vermeidung von Ammoniak-Ausgasungsverlusten sowie Lachgasemissionen bei bzw. nach Ausbringung von organischen und anorganischen Düngemitteln durch Einsatz einer geeigneten Ausbringtechnik, die eine unmittelbare Einarbeitung ermöglicht (Güllegrubber)

---

und ggf. Einsatz von Nitrifikationshemmstoffen zur Minimierung von Lachgasemissionen. Ausbringung bei günstiger Witterung und zeitliche sowie mengenmäßige Anpassung an den wachstumsbedingten Bedarf der Pflanze LEICK (2003).

- Effizientere Stickstoffdüngung durch Einsatz von Precision-Farming-Tools wie etwa dem N-Sensor oder anderen GIS-gestützten Technologien, die eine bedarfsgerechte, teilflächenspezifische Applikation von Düngemitteln ermöglichen und die N-Düngung um bis zu 27 % verringern können (GOENSE 2008).
- Dieserverbrauch minimieren durch Fahren mit niedrigerer Motordrehzahl, sorgfältige Traktorwartung, Anpassen des Traktors und der Geräte an die Einsatzbedingungen, Ausrüsten der Maschinen mit Techniken zum Kraftstoffsparen, sparsamere Traktoren und Geräte mit geringerem Leistungsbedarf, Reduktion der Bearbeitungsintensität (UPPENKAMP, ET AL. 2008)

## 5 Biogaspotential in Südhessen

### 5.1 Einleitung

Die vorliegende Arbeit wurde im Rahmen des Transferbereiches „Integrierte Evaluierung Energiepflanzenanbau“ (TFB 299) durchgeführt. Dieser Transferbereich ist aus dem Sonderforschungsbereich „Landnutzungskonzepte für periphere Regionen“ (SFB 299) hervorgegangen und hatte zum Ziel, die Auswirkungen eines verstärkten Anbaus von Energiepflanzen in einem Untersuchungsgebiet in Südhessen zu analysieren. Daraus sollten Empfehlungen für den Projektpartner HSE (HEAG Südhessische Energie AG), der im Untersuchungsgebiet bereits mehrere Biogasanlagen betreibt, abgeleitet werden. Methodisch wurde auf die im SFB 299 entwickelten Modelle „ProLand“, „ProF“, „ATOMIS“ und „SWAT“ bzw. „HERMES“ zurückgegriffen, die den Modellverbund „ITE<sup>2</sup>M“<sup>64</sup> bilden (SFB 299 2009). Das Modell „ProLand“ untersuchte zunächst die Auswirkungen auf die Landnutzungsverteilung und leitete die Ergebnisse an die anderen Modelle weiter. Das Modell „ProF“ analysierte die Auswirkungen dieser Landnutzungsverteilung auf die florale Artenvielfalt, das Modell „ATOMIS“ bewertete die Auswirkungen auf den Schwermetall-Haushalt und die Modelle „SWAT“ bzw. „HERMES“ untersuchten den Wasserhaushalt. Ziel der vorliegenden Arbeit war die Untersuchung des Biogaspotentials sowie der daraus resultierenden Energieerzeugung und Treibhausgaseinsparung. Zudem stellte sich die Frage, wie hoch die CO<sub>2</sub>-Vermeidungskosten der Biogastechnologie sind.

### 5.2 Untersuchungsgebiet und Landnutzungsszenarien

Abbildung 32 A gibt zunächst einen Überblick über das Untersuchungsgebiet bzw. über seine Lage im Raum Südhessen. Abbildung 32 B zeigt den entsprechenden Ausschnitt aus der naturräumlichen Gliederung des Landes Hessen (HLUG 2009). Im Norden und Nordosten wird das Untersuchungsgebiet durch den Main begrenzt, im Osten bzw. Südosten durch den (Sandstein)-Odenwald und im Westen durch den Rhein. Während im Gebiet des „Vorderen Odenwaldes“ die Grünlandbewirtschaftung im Vordergrund steht, werden die anderen Naturräume intensiv landwirtschaftlich genutzt, wobei im „Nördlichen Oberrheintieftal“ und im „Reinheimer Hügelland“ viele Sonderkulturen (Gemüse, Kartoffeln o.ä.) bzw. Zuckerrüben und Raps angebaut werden (vgl. auch Abbildung 33).

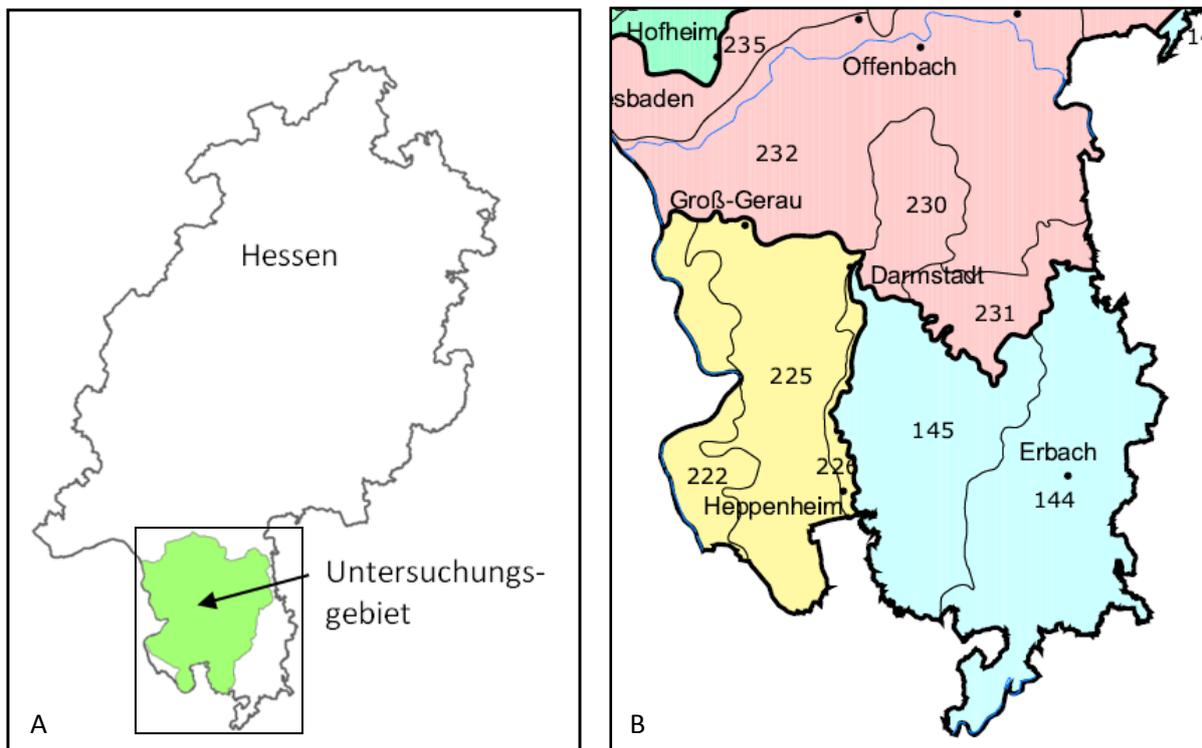
Die Auswirkungen eines verstärkten Anbaus von Energiepflanzen bzw. von Energiemaiss auf die Landnutzungsverteilungen wurden anhand von drei verschiedenen Szenarien untersucht. Das erste Szenario spiegelt die Landnutzungsverteilung aus dem Jahr 2007 wider und dient damit als Vergleichs- bzw. Referenzszenario (IST-Szenario). Im zweiten Szenario wurde untersucht, wie sich die Landnutzungsverteilung ändert, wenn der Preis für Silomaissubstrat auf bis zu 32,50 € ansteigt (Szenario „Biogas Maximal“). Dies ist ein relativ hohes, aber dennoch realistisches Preisniveau, denn laut KEYMER, ET AL. (2009) können Anlagenbetreiber je nach Anlagentyp und den damit verbundenen Bonuszahlungen 26 – 44 €/t Maissubstrat (frei Eintrag<sup>65</sup>) zahlen, ohne die Wirtschaftlichkeit der Anlagen zu gefährden. Bei der „ProLand“-Modellierung wurde weiter unterstellt, dass im gesamten Untersuchungsgebiet Biogasanlagen vorhanden sind, so dass die Nachfrage nach Maissubstrat

---

<sup>64</sup> ITE<sup>2</sup>M: Integrated Tool for Ecological and Economical Modelling

<sup>65</sup> inkl. Kosten für Häckseln, Bergen, Transport zum Silo, Einsilieren, Verdichten, Abdecken, Silierverluste, noch nicht berücksichtigt sind die Kosten für den Transport zum Feststoffdosierer

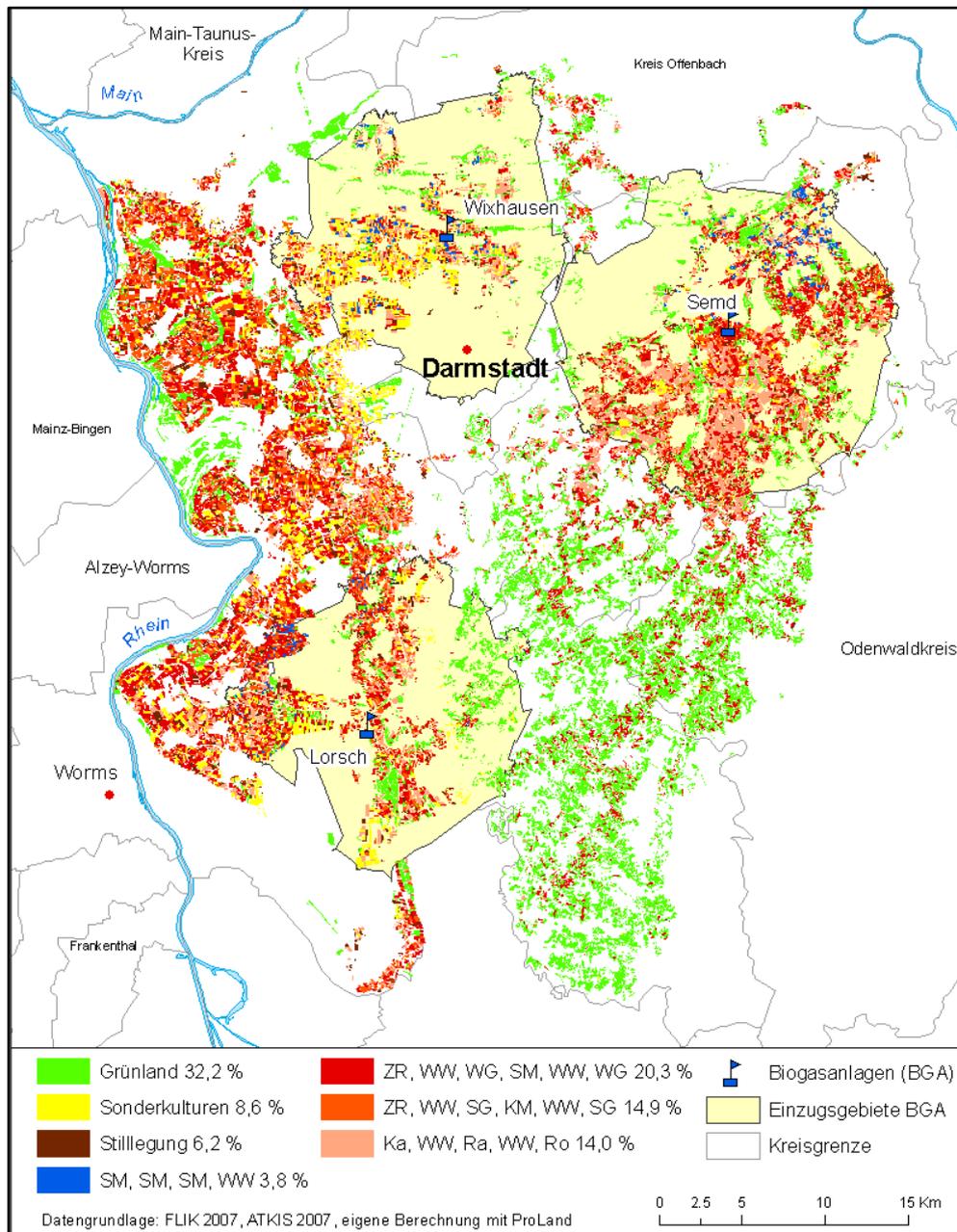
überall gegeben ist. Im dritten Szenario wurde untersucht, wie sich die Landnutzungsverteilung entwickelt, wenn keine Biogasanlagen und somit auch keine Absatzmöglichkeiten für „Energiemais“ im Raum vorhanden sind (Szenario „Landschaft 2020 ohne Biogas“).



**Abbildung 32:** Überblick über das Untersuchungsgebiet des TFB 299 „Integrierte Evaluierung Energiepflanzenbau“ sowie Ausschnitt aus der Naturräumlichen Gliederung des Landes Hessen: Im Norden des Untersuchungsgebietes befindet sich das Rhein-Main-Tiefland (230: Messeler Hügelland, 231: Reinheimer Hügelland, 232: Untermainebene), im Osten liegt das Hessisch-Fränkische Bergland (145: Vorderer Odenwald, 144: Sandsteinodenwald) und im Westen befindet sich das Nördliche Oberrheintiefland (222: Nördliche Oberrheinniederung, 225: Hessische Rheinebene, 226: Bergstraße) (HLUG, 2009)

Abbildung 33 zeigt die von „ProLand“ generierte Landnutzungsverteilung des Jahres 2007 (IST-Szenario). Danach wurde auf 32,2 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche Grünlandbewirtschaftung betrieben (v.a. im Vorderen Odenwald), auf 8,6 % der Fläche wurden Sonderkulturen angebaut und 6,2 % waren Stilllegungsflächen. Die restlichen Flächenanteile (53 %) wurden „klassisch“ ackerbaulich genutzt, wobei diese Nutzung in „ProLand“ anhand von Expertenwissen in vier verschiedene Fruchtfolgen unterteilt wurde. Die erste, sechsgliedrige Fruchtfolge setzt sich aus dem Anbau von Zuckerrüben (ZR), Winterweizen (WW), Wintergerste (WG), Silomais (SM), Winterweizen und Wintergerste zusammen. Die zweite, typische Fruchtfolge ist ähnlich aufgebaut, enthält allerdings Sommergerste (SG) anstelle von Wintergerste und Körnermais (KM) anstelle von Silomais. Sowohl Körnermais als auch Silomais werden dabei ausschließlich in der Veredelung eingesetzt und nicht energetisch verwendet. Die dritte typische Fruchtfolge der Region setzt sich aus dem Anbau von Kartoffeln (Ka), Winterweizen, Raps (Ra), Winterweizen und Roggen (Ro) zusammen. Im Jahr 2010 wurden bereits drei Biogasanlagen des Projektpartners HSE in der Region betrieben (in Wixhausen, Semd und Lorsch), so dass die „Energiemaisfruchtfolge“ (SM, SM, SM, WW), die zu  $\frac{3}{4}$  aus Silomais – gefolgt von Winterweizen – besteht, schon in der Region vorhanden ist, allerdings erst auf ca. 3,9 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche vorkommt. Aus ökonomischen Gründen begrenzt die HSE die

Einzugsgebiete der Biogasanlagen auf maximal ca. 10 km Feld-Anlagen-Entfernung. Diese Entfernungen wurden mit Hilfe des im ArcGIS implementierten *Network-Analyst* anhand des Wegenetzes berechnet und die daraus resultierenden Einzugsgebiete sind in Abbildung 33 eingezeichnet.



**Abbildung 33: Vom Modell „ProLand“ generierte Landnutzungsverteilung des Referenzszenarios – basierend auf FLIK<sup>66</sup>-Daten des Jahres 2007. Dargestellt sind die landwirtschaftlichen Nutzflächen, auf denen neben Grünlandbewirtschaftung, Sonderkulturanbau und Stilllegung vor allem Ackerbau mit denen für die Region typische Fruchtfolgen stattfindet. (SM: Silomais, WW: Winterweizen, ZR: Zuckerrübe, WG: Wintergerste, KM: Körnermais, SG: Sommergerste, Ka: Kartoffeln, Ra: Raps, Ro: Roggen) Zudem sind die Einzugsgebiete der drei im Jahr 2010 bereits existierenden Biogasanlagen eingezeichnet.**

<sup>66</sup> FLIK: Flächenidentifikator im InVeKoS (Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem: Kontrollinstrument für Agrarausgaben der EU)

Die räumliche Verteilung der Fruchtfolgen ergibt sich in „ProLand“ aus der Berechnung der Bodenrenten, die die Fruchtfolgen auf den jeweiligen Schlägen erzielen können. Dazu schätzt „ProLand“ zunächst die standortspezifischen maximalen Ernteerträge der definierten Fruchtfolgen und stellt diesen die jeweiligen standortbezogenen Produktionskosten gegenüber. Es wird angenommen, dass der Landwirt stets die Fruchtfolge anbaut, die unter den gegebenen Preisszenarien die höchste Bodenrente<sup>67</sup> erzielt (SHERIDAN 2010). Bei der hier durchgeführten Modellierung wurden allerdings keine Sonderkultur- und Grünlandflächen mit einbezogen, denn die Sonderkulturflächen unterliegen meist besonderen Vertragsbedingungen und erzielen so hohe Bodenrenten, dass sie überall vorzüglich wären und alle anderen Fruchtfolgen verdrängen würden. Die Grünlandflächen dürfen aufgrund der 5 % Klausen nicht umgebrochen werden. Abbildung 33 zeigt demnach die von „ProLand“ modellierte Landnutzungsverteilung unter der Annahme von für das Jahr 2007 typischen Preisen.

Werden nun die Preise für Maissubstrat unter der Annahme, dass Silomais in der ganzen Region abgesetzt werden kann, auf bis zu 32,50 €/t FM erhöht (Szenario „Biogas maximal“), steigt die Bodenrente für die „Energimaisfruchtfolge“ an. Ihr Anteil an der landwirtschaftlichen Nutzfläche in der Region erhöht sich deshalb von 3,8 % auf 15,8 %. Absolut betrachtet wird die Fruchtfolge demnach auf 10.425 ha angebaut. Da aufgrund der Cross Compliance Regelungen der Anteil von Mais in der Fruchtfolge nur 75 % betragen darf, wird in nur 3 von 4 Jahren Mais angebaut. Daraus resultiert eine jährliche Maisanbaufläche von 7.819 ha und eine jährlicher Maisertrag von 443.000 t FM. Der durchschnittliche Hektarertrag liegt damit auf einem hohen Niveau (56,7 t FM/ha).

Im dritten Szenario („Landschaft 2020 ohne Biogas“) wurde untersucht, wie sich die Landnutzungsverteilung ändern würde, wenn keine Biogasanlagen im Raum existierten. In diesem Fall würde die „Energimaisfruchtfolge“ durch die „Körnermaisfruchtfolge“ (KM, KM, KM, WW) ersetzt werden. Die Pflanze (Mais) bleibt dabei dieselbe, es ändert sich lediglich das Produktionsverfahren, da Ernte und Lagerung von Körnermais etwas anders durchgeführt werden als beim Silo- bzw. Energimais. Körnermais kann ebenfalls überall im Raum abgesetzt werden, da er in der Veredelung eingesetzt wird.

Tabelle 45 fasst die Ergebnisse dieser drei Szenarien nochmals zusammen. Deutlich erkennbar ist, dass der Mais – egal ob als Maissubstrat für Biogasanlagen oder Körnermais für die Veredelung – im Untersuchungsgebiet in Zukunft den Anbau von Raps, Wintergerste und Roggen stark verdrängen wird. Wird ein hoher Preis für Biogas-Maissubstrat gezahlt, steigt dessen Vorzüglichkeit gegenüber Körnermais an (Szenario „Biogas Maximal“). Sind keine Biogasanlagen vorhanden, wird vermehrt Körnermais angebaut (Szenario „Landschaft 2020“). Mais erzielt bei beiden Szenarien einen maximalen Anteil von ca. 40 % an der gesamten Ackerfläche bzw. von 23,4 % bezogen auf die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche. Grund für die höheren Bodenrenten des Maises und die damit verbundene Verdrängung von Getreide ist der in den letzten Jahren zurückgehende Ertragsfortschritt in der Getreidezüchtung. Die Ertragszuwächse beim Mais steigen jedoch weiterhin stark an. Die Gründe für den Rückgang des Ertragsfortschritts beim Getreide sind vielfältig, sie liegen

---

<sup>67</sup> Bodenrente = Leistung (inkl. Transferleistungen) abzüglich aller Kosten (Produktionskosten, Abschreibung, Steuern und Opportunitätskosten): Die Bodenrente entspricht dem Gewinn je Flächeneinheit abzüglich des Lohnansatzes für den Unternehmer und dem Zinsansatz für das unternehmereigene Kapital.

beispielsweise in der Züchtungsforschung, in enger werdenden Fruchtfolgen und Veränderungen in der Bodenbearbeitung (Mulchsaatverfahren) sowie im Klimawandel (PREUßE 2009).

Tabelle 45: „ProLand“-Ergebnisse der Landnutzungsverteilungen der drei untersuchten Szenarien (FREDE 2010)

Szenarien	IST-Szenario	Landschaft 2020	Biogas Maximal
	Basis: Landnutzung 2007	ohne Biogas	Preis: 32,5 €/t FM
Ackerflächenverhältnis	in % der AF*	in % der AF*	in % der AF*
Speisekartoffeln	5,70	4,95	4,95
Zuckerrüben	11,91	10,47	10,47
Raps	5,70	0,00	0,00
Winterweizen	35,23	34,80	34,80
Wintergerste	13,76	0,00	0,00
Sommergerste	10,07	9,70	9,70
Roggen	5,70	0,00	0,00
Körnermais	5,03	32,98	12,98
Silomais	6,88	7,10	27,10
<b>Maisanteil Gesamt</b>	<b>11,91</b>	<b>40,08</b>	<b>40,08</b>

\*AF: Ackerfläche

### 5.3 Biogaspotential des Untersuchungsgebietes

Die Ergebnisse des Szenarios „Biogas Maximal“ liefern die Datengrundlagen zur Berechnung des Biogaspotentials im Untersuchungsgebiet. 443.000 t Maisfrischmasse reichen aus, um ca. 40 Biogasanlagen (500 kW) mit Gaseinspeisung in der Region betreiben zu können bzw. allgemein formuliert, um Biogasanlagen mit insgesamt ca. 20 MW elektrisch installierter Leistung zu bauen. Dies entspricht etwa 1,8 bis 3 % der Leistung von modernen Kohlekraftwerken, die Leistungen im Bereich von 670 – 1.100 MW<sub>el</sub> aufweisen (HITACHI POWER EUROPE GMBH 2010).

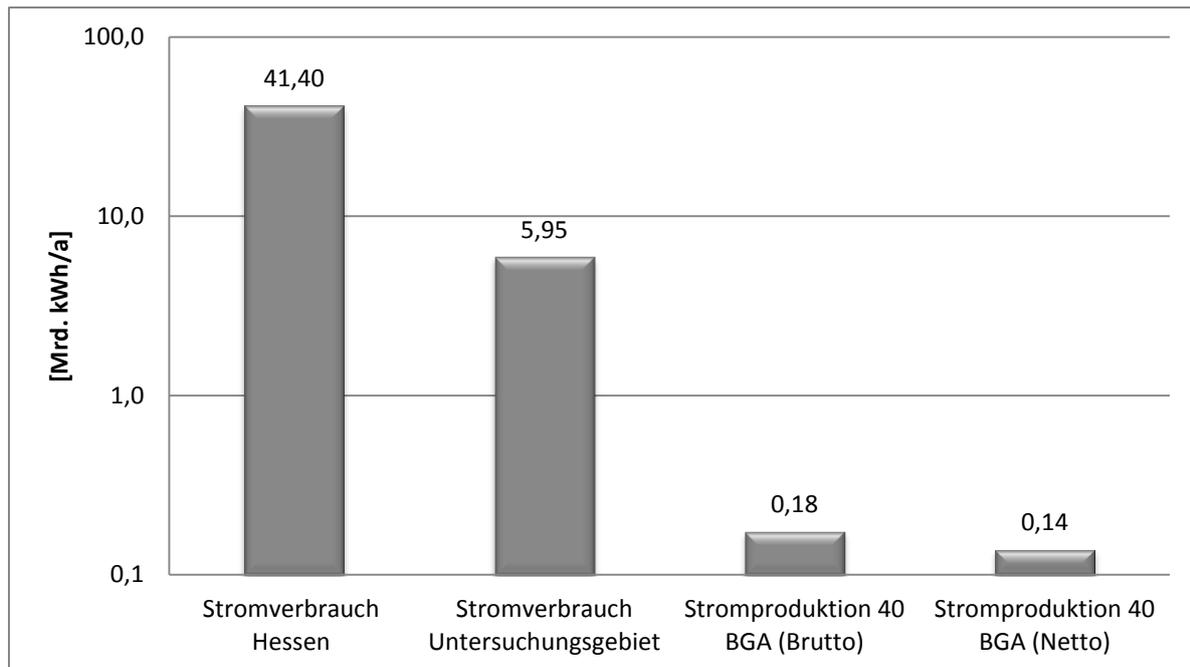
Unter der Annahme, dass die Biogasanlagen optimal betrieben werden, d.h. dass sie ein abgedecktes Gärrestlager aufweisen, kein Grünlandumbruch stattfindet und sie eine Gasaufbereitung besitzen und damit 100 % der Wärme nutzen, können 40 Biogasanlagen folgende Werte erreichen:

**Tabelle 46: Übersicht über die mögliche Methanproduktion, Endenergieerzeugung und THG-Einsparung von 40 Biogasanlagen, die im Untersuchungsgebiet gebaut werden könnten**

	<b>40 BGA optimal</b>	<b>Einheit</b>
<b>Biomethanproduktion (abzüglich 2 % Methanschlupf)</b>	<b>46.785.670</b>	<b>[Nm<sup>3</sup>/a]</b>
Stromproduktion ( $\eta = 37,5\%$ )	175.446.264	[kWh/a]
Wärmeproduktion ( $\eta = 47,5\%$ )	222.231.934	[kWh/a]
<b>Summe Endenergie Brutto</b>	<b>397.678.198</b>	<b>[kWh/a]</b>
Summe Energieaufwendungen	82.957.638	[kWh/a]
<b>Summe Endenergie Netto (abzüglich aller Energieaufwendungen)</b>	<b>314.720.560</b>	<b>[kWh/a]</b>
Summe THG-Emissionen	54.243.656	[kg CO <sub>2eq</sub> /a]
THG-Emissionen fossile Stromreferenz (dt. Strommix fossil)	126.510.792	[kg CO <sub>2eq</sub> /a]
THG-Emissionen fossile Wärmerferenz (dt. Wärmemix fossil)	68.482.993	[kg CO <sub>2eq</sub> /a]
Summe THG-Emissionen Referenz	194.993.785	[kg CO <sub>2eq</sub> /a]
<b>Treibhausgaseinsparung absolut</b>	<b>140.750.129</b>	<b>[kg CO<sub>2eq</sub>/a]</b>
Treibhausgaseinsparung prozentual	72,18	[%]

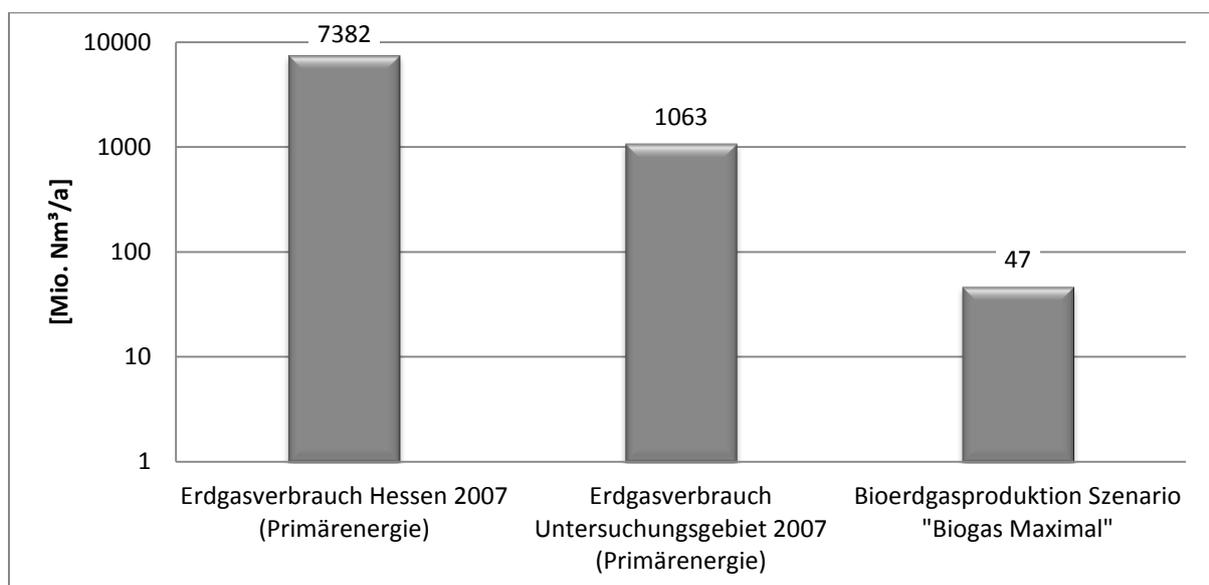
### 5.3.1 Beitrag zur Deckung des hessischen Energiebedarfs

Die Biogasanlagen im Untersuchungsgebiet können jährlich ca. 0,18 Milliarden kWh Strom und 0,22 Milliarden kWh Wärme produzieren. Der Stromverbrauch in Hessen betrug im Jahr 2007 41,4 Milliarden kWh (HESSISCHES STATISTISCHES LANDESAMT 2009). Dabei handelt es sich um den Verbrauch der Endenergie Strom, d.h. alle Verluste, die durch die Konversion der Primärenergieträger (z.B. Kohle) in Strom entstanden sind, wurden bereits abgezogen. Die Biogasanlagen könnten diesen Strombedarf zu ca. 0,4 % decken. Im Untersuchungsgebiet leben ca. 875.196 Menschen, dies entspricht in etwa 14,4 % der Gesamt-Bevölkerung Hessens (6.089.428 Menschen). Wird der Stromverbrauch Hessens über die Bevölkerungszahl auf das Untersuchungsgebiet herunter gebrochen, ergibt sich für die Region Südhessen ein Stromverbrauch von 5,95 Mrd. kWh/a, d.h. die Biogasanlagen könnten diesen Strombedarf zu 3 % (Brutto) bzw. zu 2,4 % (Netto, nach Abzug aller Energieaufwendungen) decken (vgl. Abbildung 34).



**Abbildung 34: Stromverbrauch Hessens bzw. des Untersuchungsgebietes (2007) im Vergleich zur Stromproduktion des Szenarios „Biogas Maximal“ im Untersuchungsgebiet. (BGA = Biogasanlage)**

Auf die Fläche bezogen bedeutet dies, dass auf ca. 0,4 % (7.819 ha) der Gesamtfläche Hessens auch 0,4 % des Strombedarfs von Hessen erzeugt werden können. Um den Strombedarf Hessens allein aus maisbasiertem Biogas decken zu wollen, müsste demnach ganz Hessen mit Mais bepflanzt werden. Biogas bzw. Bioerdgas ist und bleibt jedoch nur ein Teil des Energieträger-Mixes in Hessen (vgl. Abbildung 36). Neben seinem Beitrag zur Energieversorgung und zur Treibhausgasminderung soll Bioerdgas vor allem fossiles Erdgas ersetzen und damit zu mehr Unabhängigkeit von Erdgasimporten beitragen. Hessen hat im Jahr 2007 ca. 7.382 Mio. Nm<sup>3</sup> Erdgas verbraucht. Die Bioerdgasproduktion des Szenarios „Biogas Maximal“ würde sich jährlich etwa auf 47 Mio. Nm<sup>3</sup> belaufen und deckt damit 0,63 % des gesamthessischen Erdgasverbrauchs bzw. – auf den Bevölkerungsanteil bezogen – 4,4 % des Erdgasverbrauchs im Untersuchungsgebiet (vgl. Abbildung 35).



**Abbildung 35: Erdgasverbrauch Hessen 2007 (Primärenergie) vs. Bioerdgasproduktion Szenario „Biogas Maximal“**

Der Anteil des Erdgases am gesamten Endenergieverbrauch in Hessen beträgt 22 %. Abbildung 36 zeigt, wie sich die Anteile der einzelnen Energieträger am Endenergieverbrauch in Hessen von 1990 bis 2006 entwickelt haben. Den größten Anteil am Endenergieverbrauch in Hessen haben mit ca. 33 % die Mineralöle (Diesel, leichtes Heizöl sowie Ottokraftstoff). Dies zeigt die Bedeutung Hessens als Transitland. Flugkraftstoffe machen 20 % des Endenergieverbrauchs aus, was vor allem dem Flughafen Frankfurt zuzuschreiben ist, der ca. 47 % des gesamten deutschen Flugturbinenkraftstoffs verbraucht. Im bundesweiten Durchschnitt beträgt der Anteil des Flugkraftstoffes am Endenergieverbrauch nur 4 %. Der Stromanteil am Endenergieverbrauch beträgt in Hessen 17 % und liegt damit etwas unter dem bundesweiten Durchschnitt von 21 %. Der geringe Anteil an Stein- und Braunkohle am Endenergieverbrauch ist dadurch zu erklären, dass es in Hessen keine Eisen- und Stahlindustrie gibt. Insgesamt betrug der Endenergieverbrauch in Hessen 28,7 Mio. t SKE (ca. 233,65 Mrd. kWh oder 233,65 TWh) im Jahr 2006. Durch Realisierung des Szenarios „Biogas Maximal“ könnten Brutto ca. 0,4 Mrd. kWh (0,4 TWh) und Netto – nach Abzug aller Energieaufwendungen – ca. 0,3 Mrd. kWh (0,3 TWh) Endenergie (Strom und Wärme) erzeugt werden. Der Endenergiebedarf Hessens kann demnach zu 0,17 bzw. 0,13 % gedeckt werden.

Der Vergleich mit diesen Zahlen macht deutlich, dass der Energieverbrauch in Hessen bzw. generell in einer Industrienation wie Deutschland sehr hoch ist und dass es großer Anstrengungen bedarf, den Anteil an erneuerbaren Energien an der gesamten Energieerzeugung zu erhöhen. Die erneuerbaren Energien (Wind, Wasser, Biomasse, etc.) hatten in Hessen im Jahr 2006 insgesamt einen Anteil am Primärenergieverbrauch von ca. 4,8 %. Bundesweit beträgt dieser Anteil 6,4 %, d.h. Hessen liegt unterhalb des Bundesdurchschnitts. Ziel der hessischen Landesregierung ist es, diesen Anteil bis zum Jahr 2020 auf 20 % zu erhöhen (allerdings ohne Berücksichtigung des Verkehrssektors) (HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ 2009). Dies soll einerseits durch Senkung des gesamten Energieverbrauchs geschehen und andererseits durch den Ausbau der erneuerbaren Energien. Die hessische Landesregierung hat sich dabei an den Zielen der Europäischen Kommission orientiert, die bis zum Jahr 2020 den Primärenergieverbrauch um 20 % verringern, den Anteil der Erneuerbaren Energien auf 20 % erhöhen und die Treibhausgasemissionen um 20 % senken möchte (Initiative 20-20-20) (HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ 2009).

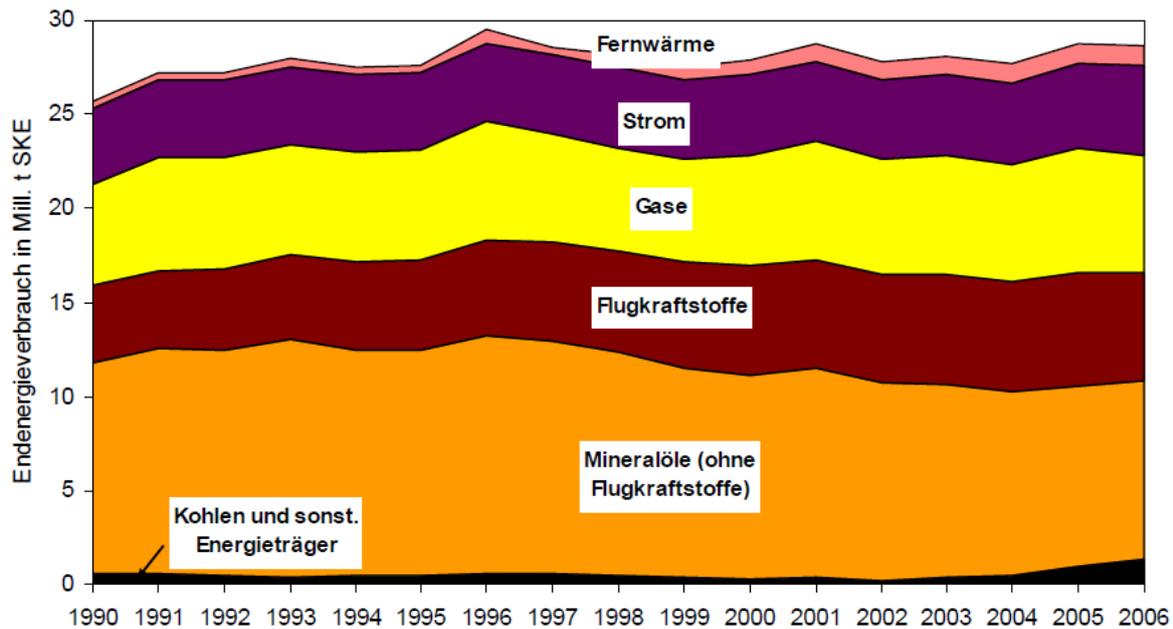


Abbildung 36: Entwicklung der Struktur des Endenergieverbrauchs in Hessen von 1990 bis 2006 nach Energieträgern  
Quelle: (HESSISCHES STATISTISCHES LANDESAMT 2009)

Abbildung 37 stellt die Situation des Endenergieverbrauchs von 2007 und die Ziele der hessischen Landesregierung für das Jahr 2020 vergleichend gegenüber. Zu beachten ist, dass der Verkehrssektor, der in Hessen aufgrund des Frankfurter Flughafens und wegen seiner Funktion als Transitland eine besondere Rolle einnimmt, nicht in diese Ziele mit einbezogen wurde.

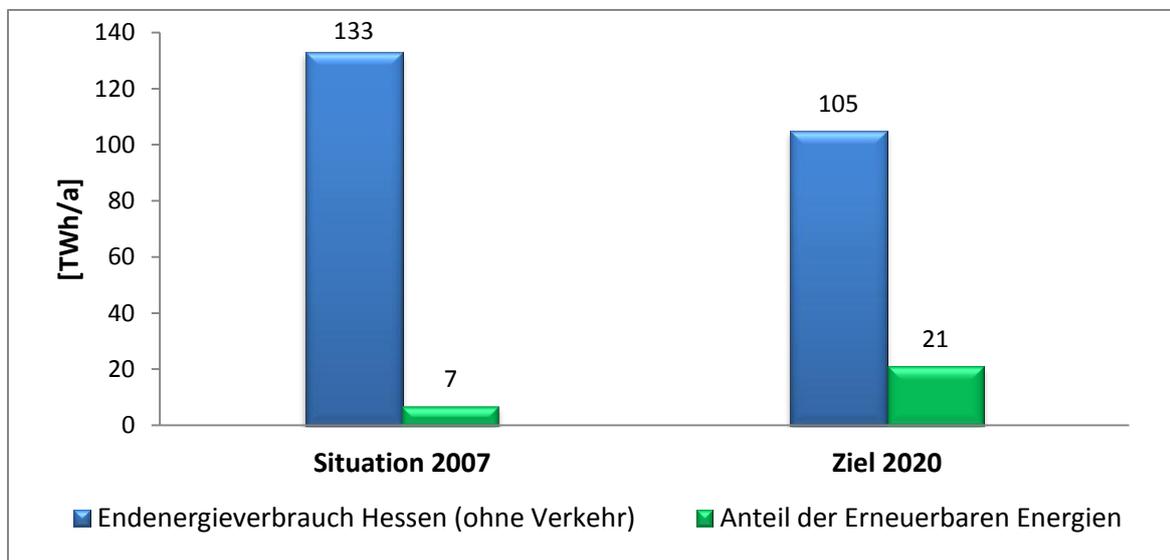
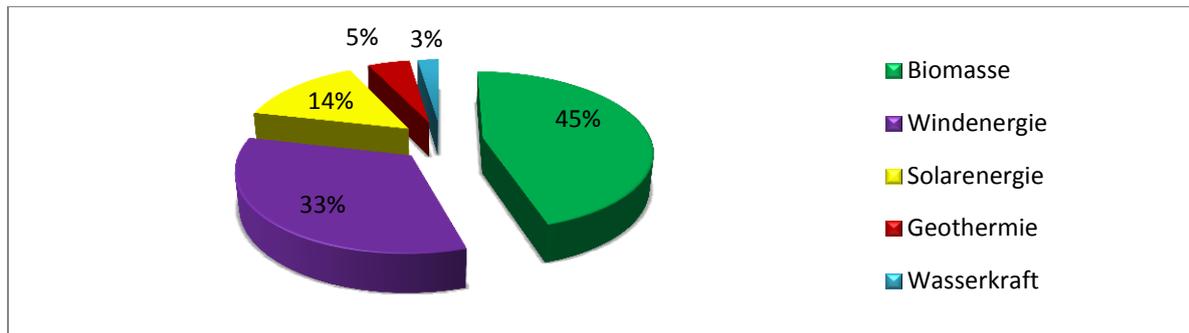


Abbildung 37: Ziele der hessischen Landesregierung in Bezug auf Energieeinsparung und Ausbau der Erneuerbaren Energien im Vergleich zur Situation 2007 (eigene Darstellung nach (HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ 2009)

Der Anteil der Erneuerbaren Energien soll demnach bis zum Jahr 2020 auf 21 TWh/a ansteigen. Biomasse soll dabei die Hauptrolle spielen, denn 9,5 TWh bzw. 45 % der Erneuerbaren Energien sollen durch Biomasse erzeugt werden, wobei darunter sämtliche feste, flüssige und gasförmige biogenen Energieträger zu verstehen sind (vgl. Abbildung 38). Eine weitere wichtige Rolle spielt die Windkraft mit ca. 7 TWh bzw. 33 %. Auch die Solarenergie soll einen Beitrag von ca. 3 TWh leisten.

Die Potentiale an Geothermie und Wasserkraft sind beschränkt und das Wasserkraftpotential ist bereits nahezu ausgeschöpft.



**Abbildung 38: Anteil der Erneuerbaren Energieträger an den bis 2020 zu erzeugenden 21 TWh/a.**

Im Jahr 2007 wurden bereits 5,9 TWh aus Biomasse (Bio- und Deponiegas, biogene Festbrennstoffe, biogene flüssige Brennstoffe, biogener Anteil des Abfalls) erzeugt. Um das Ziel von 2020 zu erreichen fehlen demnach noch 3,6 TWh für Gesamthessen bzw. 0,52 TWh bezogen auf das Untersuchungsgebiet<sup>68</sup>. Das Szenario „Biogas Maximal“ könnte demnach (Brutto) 11 % zum gesamthessischen Ausbaziel und 77 % zum „südhessischen“ Ausbaziel beitragen. (Netto wären es 8,3 bzw. 60 %).

Bio-, Deponie- und Klärgas wird vor allem zur Strom- und Wärmeproduktion genutzt. Die Wärmenutzung spielt allerdings noch eine untergeordnete Rolle und taucht in der hessischen Statistik noch nicht auf. Der Anteil des Biogases an der Stromerzeugung aus regenerativen Energieträgern beträgt in Hessen 3 %. Bundesweit hat Biogas bereits einen Anteil von 7,3 % an der regenerativen Stromerzeugung. Dafür ist in Hessen der Anteil des Klär- bzw. Deponiegases an der regenerativen Stromerzeugung höher als im Bundesdurchschnitt (9,1 % versus 2,6 %). In Hessen gibt es 180 Blockheizkraftwerke mit einer installierten elektrischen Leistung von 86 MW, die auf Basis von Biomasse (Deponiegas und Biogas) betrieben werden. Davon laufen allerdings nur ca. 81 Anlagen (27 MW<sub>el</sub>) mit Biogas (Stand: Mai 2008), (LANDESBETRIEB LANDWIRTSCHAFT HESSEN 2009). Deutschlandweit existieren mittlerweile ca. 4.780 Biogasanlagen mit einer installierten Leistung von ca. 1.600 MW<sub>el</sub> (FNR 2008 a). Hessen hat somit nur einen Anteil von 1,7 % an der bundesweit installierten elektrischen Leistung für die Verstromung von Biogas. Bei einem Bevölkerungsanteil von ca. 7,4 %, hat Hessen - im Vergleich zum Bundesdurchschnitt - eine unterdurchschnittliche Stromerzeugung aus Biogas. Dafür ist Hessen das einzige Bundesland, das - statistisch gesehen - einen Zuwachs an Grünland zu verzeichnen hat (VTI 2009).

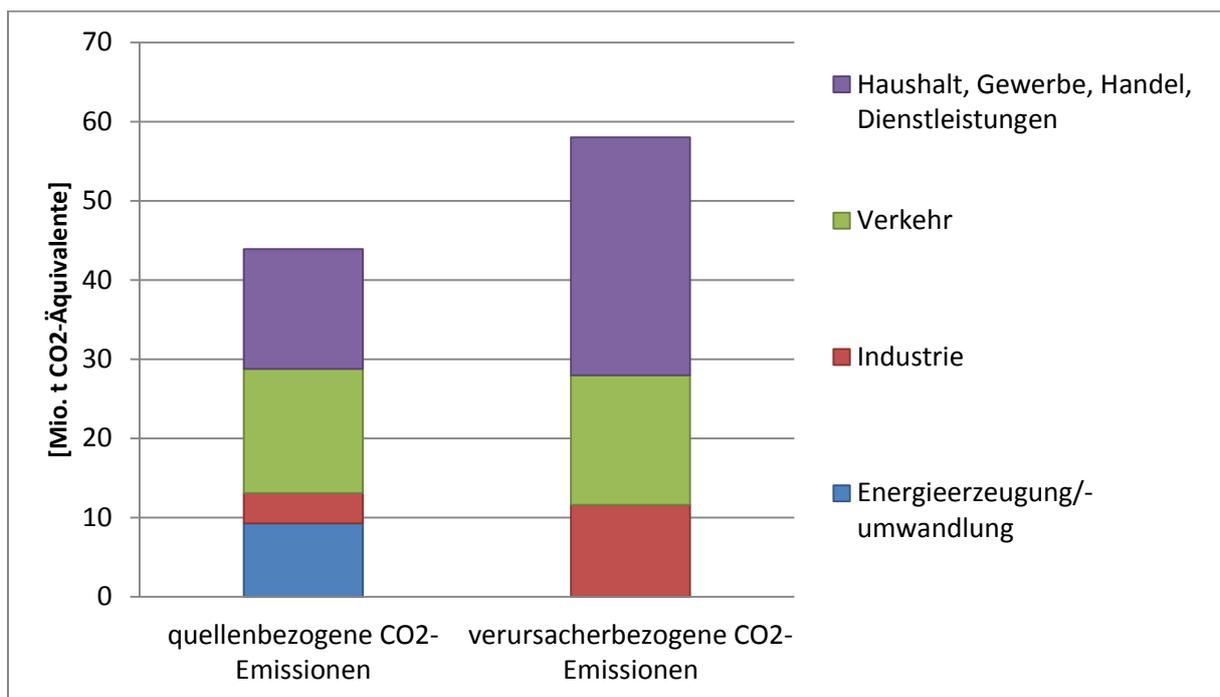
### 5.3.2 Beitrag zur Reduzierung der hessischen Treibhausgasemissionen

Die Treibhausgasbilanz für Hessen kann aus zwei unterschiedlichen Blickwinkeln betrachtet werden. Entweder werden die quellenbezogenen oder die verursacherbezogenen Treibhausgasemissionen in den Bilanzen berücksichtigt. Bei der quellenbezogenen Treibhausgasbilanz werden alle Emissionen betrachtet, die durch den Primärenergieverbrauch eines Landes entstehen. Da Hessen einen Großteil seines Strombedarfs nicht selber produziert, sondern aus anderen Bundesländern importiert, werden

<sup>68</sup> Umrechnung über den Bevölkerungsanteil im Untersuchungsgebiet

die durch den hessischen Stromverbrauch verursachten Treibhausgasemissionen deutlich unterschätzt. Die besondere Bedeutung des Frankfurter Flughafens wird insofern für das Land Hessen abgemildert, als dass nur 20 % der Emissionen des Luftverkehrs in Hessen angerechnet werden. Dies ist bundesweit Praxis und entspricht den Konventionen des *Nationalen Inventarberichtes für die deutsche Emissionsberichterstattung* (HESSISCHES STATISTISCHES LANDESAMT UND HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE 2009).

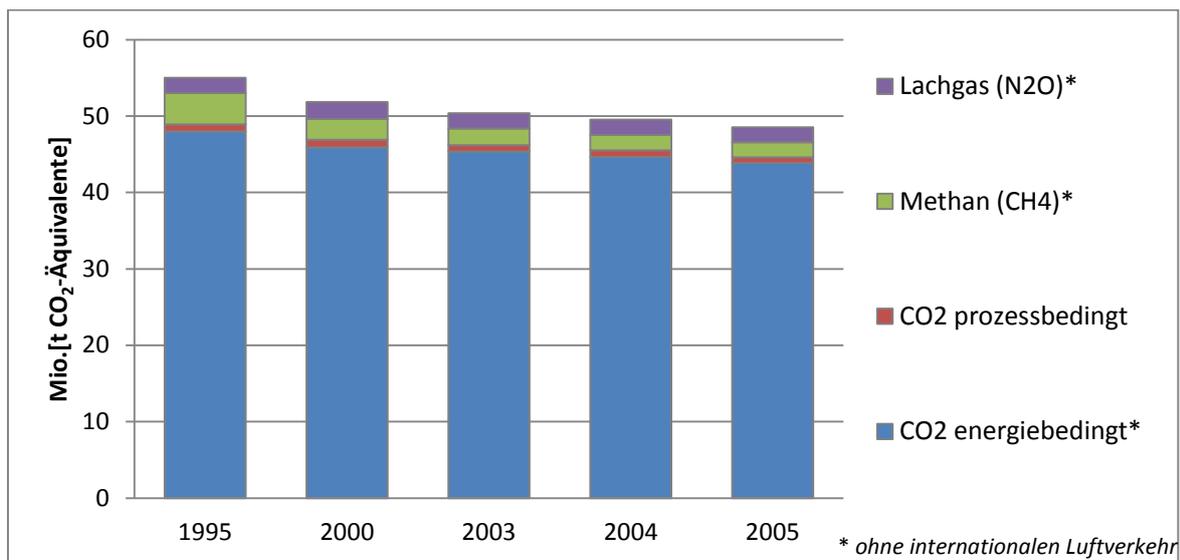
Die verursacherbezogene Treibhausgasbilanz berücksichtigt alle Emissionen, die durch den Endenergieverbrauch eines Landes entstehen, so dass der im Land verbrauchte Strom vollständig mitberücksichtigt wird. Allerdings wird dem Strom dabei ein durchschnittlicher Emissionsfaktor zugeteilt, der sich aus dem Quotient der Summe der Emissionen aller deutschen Stromerzeugungsanlagen und der Summe des inländischen Stromendverbrauchs ergibt. Länder, die ihren Strombedarf vor allem durch Atomkraft decken, verschlechtern aufgrund dieser Methode ihre Treibhausgasbilanz (HESSISCHES STATISTISCHES LANDESAMT UND HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE 2009). Abbildung 39 verdeutlicht die unterschiedlichen Ergebnisse dieser beiden Bilanzierungsmethoden für das Land Hessen. Die Abbildung zeigt ausschließlich die energiebedingten CO<sub>2</sub>-Emissionen, d.h. die Emissionen, die aus der Verbrennung fossiler Energieträger resultieren. Im Jahr 2006 machten diese bundesweit rund 83 % der klimawirksamen Emissionen aus.



**Abbildung 39: Unterschiede in den Ergebnissen der energiebedingten Treibhausgasbilanz Hessens (2005) je nach Bilanzierungsansatz (HESSISCHES STATISTISCHES LANDESAMT UND HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE 2009).**

Da die „Quellenbilanz“ sich auf den Primärenergieverbrauch bezieht und deshalb die Emissionen aus dem importierten Strom nicht mitberücksichtigt, liegen die Emissionen dieses Bilanzansatzes nur bei 43,9 Mill. t CO<sub>2</sub>/a, wohingegen sich die Emissionen des verursacherbezogenen Bilanzierungsansatzes auf 58 Mill. t CO<sub>2</sub>/a belaufen. Im Unterschied zur „Quellenbilanz“ werden bei der „Verursacherbilanz“ die Emissionen des Umwandlungsbereiches nicht als solche ausgewiesen, sondern direkt den sie verursachenden Endverbrauchersektoren zugeordnet.

Abbildung 40 zeigt die Entwicklung der gesamten Treibhausgasemissionen in Hessen von 1995 bis 2005. Die energiebedingten CO<sub>2</sub>-Emissionen basieren dabei auf der „Quellenbilanz“, die für Hessen vorteilhafter ist als die „Verursacherbilanz“. Es ist deutlich zu erkennen, dass die energiebedingten CO<sub>2</sub>-Emissionen immer den größten Anteil an den Gesamtemissionen ausmachen. Die Lachgasemissionen sind hauptsächlich der Landwirtschaft (Stickstoffdüngung), der Abwasserbeseitigung und den Feuerungsanlagen zuzuschreiben. Methanemissionen werden in Hessen vor allem durch die Landwirtschaft (Tierhaltung), durch die Abfallentsorgung (Deponien, Kompostierungsanlagen) und durch Verluste bei der Gasverteilung verursacht. Die prozessbedingten CO<sub>2</sub>-Emissionen beziehen sich auf Treibhausgasfreisetzungen durch chemische Reaktionen während bestimmter Produktionsprozesse (z.B. bei der Herstellung von Zementklinker).



**Abbildung 40: Entwicklung der Emissionen in Hessen in CO<sub>2</sub>-Äquivalenten in den Jahren 1995-2005, quellenbezogener Ansatz (HESSISCHES STATISTISCHES LANDESAMT UND HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE 2009).**

Insgesamt wurden in Hessen im Jahr 2005 48,5 Mill. t CO<sub>2</sub>-Äquivalente freigesetzt. Das sind 12 % weniger als im Jahr 1995. Einen besonders deutlichen Rückgang von 51,6 % erfuhren die Methanemissionen, was vor allem den Einsparungen bei der Abfallentsorgung zuzuschreiben ist. Die Kohlendioxid-Emissionen reduzierten sich im gleichen Zeitraum um 8,8 % und die Lachgasemissionen um 3,3 %. Der Vergleich mit dem Jahr 1995 entspricht nicht den Vorgaben des Kyoto-Protokolls, welches die Reduktionsziele auf das Jahr 1990 bezieht. Allerdings liegen von 1990 lediglich Daten für die energiebedingten Treibhausgasemissionen vor. Diese sind im Jahr 2005 gegenüber dem Bezugsjahr 1990 um 1,2 % angestiegen. In den Jahren 1995 und vor allem 1996 erreichten sowohl der Energieverbrauch als auch die Treibhausgasemissionen in Hessen einen Höhepunkt. Danach reduzierten sich beide Parameter kontinuierlich. Ein Vergleich der Treibhausgasreduktion mit dem Jahr 1995 fällt deshalb besonders positiv auf, erfüllt aber gerade in Hessen nicht die im Kyoto-Protokoll festgeschriebenen Ziele.

Durch den Bau von 40 optimal<sup>69</sup> geführten Biogasanlagen im südhessischen Untersuchungsgebiet können insgesamt ca. 140.750 t CO<sub>2eq</sub> eingespart werden. Das sind ca. 0,3 % der quellenbezogenen,

<sup>69</sup> Gärrestlager abgedeckt, 100 % Wärmenutzung, kein Grünlandumbruch

hessischen Treibhausgasemissionen bzw. – umgerechnet auf den Bevölkerungsanteil des Untersuchungsgebietes – 2 % der Emissionen des Gebietes. Für die Zuteilungsperiode 2008 bis 2012 hat das Land Hessen Emissionsberechtigungen von 45,3 Mio. t CO<sub>2eq</sub>/a (HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ 2009), d.h. die Emissionen müssen absolut betrachtet um ca. 3,24 Mio. t CO<sub>2eq</sub>/a reduziert werden. Die Biogasanlagen könnten zu 4,3 % zu diesem Ziel beitragen, oder – umgerechnet auf das Untersuchungsgebiet – zu ca. 30 %.

Auch wenn der Beitrag dieser Biogasanlagen im Hinblick auf den gesamthessischen Energiebedarf bzw. auf die gesamthessischen Treibhausgasemissionen sehr gering scheint, so ist er bezogen auf die Ziele der hessischen Landesregierung und umgerechnet auf den Bevölkerungsanteil der Region doch deutlich. Dies spricht für einen Ausbau der Biogaserzeugung in der Region Südhessen, zumal die Stromerzeugung aus Biogas im Vergleich zum Bundesdurchschnitt in Hessen noch vergleichsweise gering ausfällt.

### 5.3.3 Auswirkungen auf den Umwelt- und Naturschutz

Ob sich der Ausbau der Biogaserzeugung mit Richtlinien des Natur- und Umweltschutzes verträgt, zeigen die Ergebnisse der „ProF-“, „SWAT-“ und „ATOMIS-“ Modellierungen, die im Folgenden kurz dargestellt werden.

Laut des Szenarios „Biogas Maximal“ würden etwa 40 % der Ackerfläche bzw. 23,4 % der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche im Untersuchungsgebiet mit Mais bestellt werden. Wie bereits im Kapitel 2.3.1 erwähnt, kann Mais – bis zu einem bestimmten, regionalspezifischen Limit – die Artenvielfalt in einer Region sogar erhöhen. Die Ergebnisse der „ProF“-Modellierungen haben gezeigt, dass ca. 111 Arten von einem verstärkten Maisanbau in der Region Südhessen profitieren und häufiger werden, wohingegen 148 Arten, darunter sehr seltene wie etwa *Papaver argemone* (Sand-Mohn), zurückgedrängt werden. Die noch tolerierbare Obergrenze in Bezug auf die Artenvielfalt wurde bei einem Maisanteil von 45 % der Ackerfläche gesehen. Insofern ist der Maisanteil des Szenarios „Biogas Maximal“ aus Sicht des Artenschutzes noch vertretbar, auch wenn generell empfohlen wird, weiterhin an neuen Kulturen und Fruchtfolgen für die Biogaserzeugung zu forschen sowie Schutzräume zur Erhaltung seltener Arten festzulegen und vermehrt Abfall- und Reststoffe – etwa aus der Landschaftspflege – für die Biogasnutzung verwertbar zu machen, um der weiteren Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzflächen entgegen zu wirken (FREDE 2010).

Weiterhin wurde im Rahmen des Transferbereichs mit Hilfe der Modelle „SWAT“ und „HERMES“ untersucht, wie sich der verstärkte Anbau von Mais auf den Wasserhaushalt und auf die Nitratauswaschung bzw. die Nitratbelastung des Grundwassers auswirkt. Die Ergebnisse zeigen, dass sich weder der Wasserhaushalt noch die Nitratauswaschung bzw. die Nitratbelastung des Grundwassers wesentlich ändern werden. Der Nitrataustrag nimmt zwar leicht zu, kann aber durch den Anbau von Zwischenfrüchten nahezu auf dem Niveau des Ausgangsszenarios (IST-Szenario) gehalten werden. Dies gilt allerdings nur unter der Voraussetzung, dass die Gärreste in die Düngungsplanung mit einbezogen werden (FREDE 2010). Die Gärrestdüngung wirkt sich auch in Bezug auf die Schwermetallanreicherung positiv aus, denn die Ergebnisse der „ATOMIS“-Modellierung haben gezeigt, dass die Schwermetallfrachten beim Szenario „Biogas Maximal“ im Vergleich zum „IST-Szenario“ leicht zurückgehen werden. Während die Ni-, Cu- und Zn-Frachten nur leicht abnehmen, halbiert sich die Fracht von Cd nahezu. Dies gilt allerdings nur für Gärreste, die einen hohen Anteil an NaWaRo enthalten, denn die Schwermetallkonzentrationen in GülLEN bzw. in

Gärresten, die aus vergorener Gülle bestehen, können wesentlich höher sein (insbesondere Cu und Zn in Schweinegülle) (FREDE 2010).

### 5.3.4 THG-Vermeidungskosten

Neben den ökologischen Auswirkungen interessieren jedoch auch die ökonomischen Fragestellungen. Ein wichtiger Aspekt in diesem Zusammenhang sind die Kosten für die THG-Vermeidung. Damit die Energieversorgung auch in Zukunft noch bezahlbar bleibt, muss nach möglichst kosteneffizienten Lösungen zur Reduktion von Treibhausgasen gesucht werden. Ein wichtiger Parameter für den Vergleich der Kosteneffizienz von regenerativen Energien sind die spezifischen Kosten für die Treibhausgasvermeidung. Werden fossile Energieträger durch regenerative Energien ersetzt, kann dies zu Mehrkosten führen. Die spezifischen Treibhausgasvermeidungskosten ergeben sich demnach aus der Differenz zwischen den spezifischen Gesteungskosten eines „regenerativen Energiepfades“ und denen eines fossilen Referenzpfades. Diese Kosten werden mit der erzielten Treibhausgaseinsparung ins Verhältnis gesetzt (MÜLLER-LANGER, ET AL. 2008):

Gleichung 25:

$$K_{THG's} = \frac{K_S - K_{Ref}}{e_{Ref} - e_S} = \frac{\Delta K}{\Delta e} \quad \text{falls } \Delta e > 0$$

$K_{THG's}$ : spezifische THG – Vermeidungskosten einer Konversionskette  $\left[ \frac{\text{€}}{\text{kgCO}_2\text{eq}} \right]$

$K_S$ : spezifische Gesteungskosten einer Bioenergiekonversionskette  $\left[ \frac{\text{€}}{\text{G}_{EE}} \right]$

$K_{Ref}$ : spezifische Gesteungskosten der fossilen Referenz  $\left[ \frac{\text{€}}{\text{G}_{EE}} \right]$   
(unter Berücksichtigung der Grenzkosten für fossile Energieträger)

$\Delta K$ : Mehrkosten der Bioenergiekette gegenüber der fossilen Referenz  $\left[ \frac{\text{€}}{\text{G}_{EE}} \right]$

$e_S$ : spezifische THG – Emissionen einer Bioenergiekonversionskette  $\left[ \frac{\text{kg CO}_2\text{eq}}{\text{G}_{EE}} \right]$

$e_{Ref}$ : spezifische THG – Emissionen der fossilen Referenz  $\left[ \frac{\text{kgCO}_2\text{eq}}{\text{G}_{EE}} \right]$

$\Delta e$ : spezifische THG – Vermeidung der Bioenergiekonversionskette gegenüber –  
der fossilen Referenz  $\left[ \frac{\text{kgCO}_2\text{eq}}{\text{G}_{EE}} \right]$

Beim Berechnen der spezifischen Vermeidungskosten für Biogasanlagen muss beachtet werden, dass bei der Verstromung im Blockheizkraftwerk neben dem Strom auch Wärme anfällt. Im Fall der Biogasanlage Wixhausen, deren Bioerdgas in einem BHKW verstromt wird, entstehen pro erzeugter kWh Strom auch ca. 1,3 kWh Wärme<sup>70</sup>. Die in Gleichung 25 benötigten Parameter  $K_S$  und  $e_S$  können

<sup>70</sup> el. Wirkungsgrad = 37,5 %, th. Wirkungsgrad = 47,5 %, Stromkennzahl = 0,79, Annahme: 100 % der erzeugten Wärme werden auch genutzt

unterschiedlich ausfallen, je nachdem welches Allokationsverfahren zu Grunde gelegt wurde (vgl. Kapitel 3.5). Für die hier untersuchte Biogasanlage stehen leider bisher keine Daten zu den spezifischen Stromgestehungskosten zur Verfügung. Deshalb werden hier die durchschnittlichen Stromgestehungskosten von  $16 \text{ ct/kWh}_{\text{el}}$ <sup>71</sup>, die im Rahmen des *Biogasmessprogramms II* an 61 Anlagen erhoben wurden, zugrunde gelegt (FNR 2009 b). Bei diesem Wert wurden sämtliche Kosten (Anlagenkosten, Gebäude- und Grundstückskosten, Maschinenkosten, Betriebskosten und Direktkosten) ausschließlich auf die Stromproduktion bezogen, so dass es sich dabei um die Allokation „100 % auf Strom“ handelt. Viele Biogasanlagen können in der Tat noch kein ausreichendes Wärmekonzept vorweisen, so dass ein Großteil der Wärme ungenutzt „verpufft“ und eine 100-prozentige Allokation auf den Strom gerechtfertigt ist. Im Fall der hier untersuchten Biogasanlage wird allerdings 100 % der Wärme genutzt, so dass hier auch in Bezug auf die Kosten ein Allokationsverfahren angewendet werden sollte. Mit dem „Biogasstrom“ wird vor allem die Stromerzeugung aus dem „fossilen und atomaren Strommix“ Deutschland ersetzt (vgl. Anhang 13). Die spezifischen Gestehungskosten dieses Strommixes belaufen sich dabei auf  $5,29 \text{ ct/kWh}_{\text{el}}$  ( $= K_{\text{ref}}$ ); die spezifischen THG-Emissionen betragen  $721 \text{ g CO}_{2\text{eq}}/\text{kWh}_{\text{el}}$  ( $= e_{\text{ref}}$ ). Diese Daten wurden mit Hilfe der GEMIS-Datenbank (Version 4.5) für das Bezugsjahr 2005 berechnet. Werden diese Werte in Gleichung 25 eingesetzt, ergeben sich die in Tabelle 47 dargestellten Vermeidungskosten für die unterschiedlichen Allokationsverfahren, wobei angenommen wurde, dass die Biogasanlage optimal betrieben wird (Gärrestlager abgedeckt, kein Grünlandumbruch und 100 %-ige Wärmenutzung).

**Tabelle 47: Auswirkungen verschiedener Allokationsmethoden auf die spezifischen CO<sub>2</sub>-Vermeidungskosten der untersuchten Biogasanlage unter der Voraussetzung eines optimalen Betriebes.**

Allokationsmethode	Allokationsfaktor für die Stromproduktion*	spez. THG-Emissionen (e <sub>s</sub> ) [g CO <sub>2eq</sub> /kWh <sub>el</sub> ]	Spez. Kosten (K <sub>s</sub> ) [ct/kWh <sub>el</sub> ]	Spez. THG-Vermeidungskosten (K <sub>THG's</sub> ) [€/t CO <sub>2eq</sub> ]**
„100 % auf Strom“	1	309,2	16,00	260
Wirkungsgradmethode	0,441	136,9	7,06	30
„Exergie“-Methode	0,825	255,1	13,20	170
„eta“-Methode	0,640	197,9	10,24	94
„Effizienzgrenze“ (WBGU, 2008)				<b>60</b>

\* vgl. Kapitel 3.5 \*\*berechnet nach Gleichung 25

Tabelle 47 verdeutlicht, dass die Vermeidungskosten je nach Allokationsmethode erheblich schwanken können (30 bis 260 €/t CO<sub>2</sub>). Der sensitivste Parameter dabei ist K<sub>s</sub> (spezifische Stromgestehungskosten). Je geringer die spezifischen Stromgestehungskosten ausfallen, desto geringer werden auch die THG-Vermeidungskosten. Diesen Zusammenhang stellt auch nochmals Abbildung 41 dar, wobei die unterschiedlichen Stromgestehungskosten allein aufgrund der Allokationsmethode zustande kommen. Der wissenschaftliche Beirat der Bundesregierung schätzt alle Technologien, deren THG-Vermeidungskosten oberhalb von 60 €/t CO<sub>2eq</sub> liegen, als derzeit nicht effizient ein (WBGU, 2008). Die Stromproduktion mit Hilfe von Biogasanlagen gilt demnach nur als effizient, wenn die Wirkungsgradmethode zur Anwendung kommt. Die Stromgestehungskosten und

<sup>71</sup> andere Literaturangaben gehen von Stromgestehungskosten (NaWaRo-Anlagen) im Bereich zwischen 20 und 22 ct/kWh<sub>el</sub> (KOCH 2009), zwischen 5 und 16,5 ct/kWh<sub>el</sub> im Fall von aufbereitetem „Biomethan“ (KALTSCHMITT, ET AL. 2005) bzw. zwischen 12 und 30 ct/kWh<sub>el</sub> (STAIß 2007)

damit die THG-Vermeidungskosten der untersuchten Anlage sind wahrscheinlich noch höher als die hier angenommenen 16 Ct/kWh<sub>el</sub>, da sie eine teure Gasaufbereitungsanlage enthält.

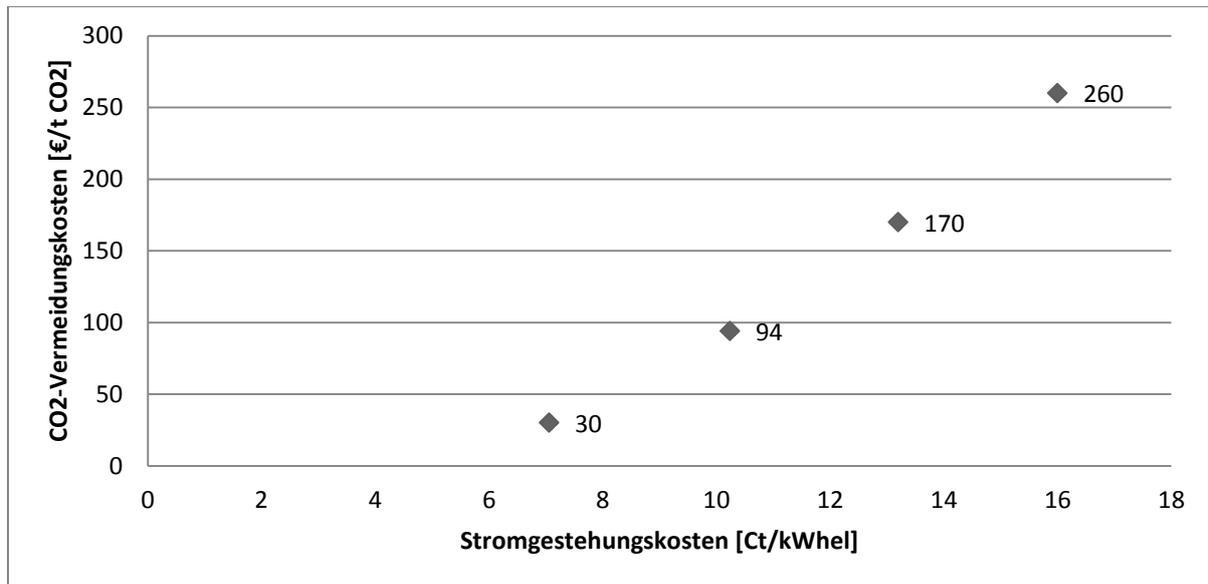


Abbildung 41: Zusammenhang zwischen den spezifischen Stromgestehungskosten (Allokationsmethoden) und den spezifischen CO<sub>2</sub>-Vermeidungskosten für die untersuchte Biogasanlage.

Die höchsten Stromgestehungskosten, die beim *Biogasmessprogramm II* ermittelt wurden, betragen 31 ct/kWh<sub>el</sub>. Diese hohen Kosten kamen vor allem deshalb zustande, weil die entsprechende Anlage im Bezugszeitraum lediglich eine Auslastung von 52 % erreichte. Die niedrigsten Gestehungskosten lagen bei 10 ct/kWh<sub>el</sub> und galten für eine Anlage, die niedrige Substratkosten und eine hohe Auslastung aufweisen konnte (FNR 2009 b).

Um die THG-Vermeidungskosten des Szenarios „Biogas Maximal“ abschätzen zu können, müssen noch die spezifischen Wärmegestehungskosten berechnet werden. Unter der Annahme, dass die spezifischen Gestehungskosten für Strom und Wärme im selben Verhältnis zueinander stehen wie die spezifischen Treibhausgasemissionen, lassen sich die Gestehungskosten für Wärme folgendermaßen berechnen:

Gleichung 26

$$K_{sth} = \frac{e_{sth} * K_{sel}}{e_{sel}}$$

$K_{sth}$  = spezifische Wärmegestehungskosten [ct/kWh<sub>th</sub>]

$e_{sth}$  = spezifische Treibhausgasemissionen für die Wärmeproduktion [g CO<sub>2</sub>/kWh<sub>th</sub>]

$K_{sel}$  = spezifische Stromgestehungskosten [ct/kWh<sub>el</sub>]

$e_{sel}$  = spezifische Treibhausgasemissionen für die Stromproduktion [g CO<sub>2</sub>/kWh<sub>el</sub>]

Die spezifischen Kosten für die wärmeseitige THG-Vermeidung können wiederum mit Hilfe von Gleichung 25 berechnet werden. Die Gestehungskosten für die fossile Referenzwärme (GEMIS 4.5: Wärmemix D fossil, 2005) belaufen sich auf 9,13 ct/kWh<sub>th</sub>. Die spezifischen Emissionen dieser Wärmereferenz betragen 308 g/kWh<sub>th</sub>. Diese Wärmegegestehungskosten in Höhe von 9,13 ct/kWh<sub>th</sub> erscheinen sehr hoch, da sie höher sind als die Stromgestehungskosten der fossilen Referenz (5,29 ct/kWh<sub>el</sub>). In der Literatur finden sich z.T. geringere Werte für die Wärmegegestehungskosten aus fossilen Referenzen wie Öl- bzw. Erdgasheizungen. KALTSCHMITT, ET AL. (2006) geben beispielsweise Gestehungskosten von 5 – 7,9 ct/kWh<sub>th</sub> für Ölheizungen bzw. von 5,4 – 8,2 ct/kWh<sub>th</sub> für Gasheizungen an. In Mehrfamilienhäusern sind die Gestehungskosten generell niedriger als in Einfamilienhäusern. Zudem hängen die Gestehungskosten von der installierten Leistung ab, denn je höher die installierte Leistung ist, desto niedriger sind die Gestehungskosten. Die Kosten der wärmeseitigen THG-Vermeidung wurden aus diesem Grund für zwei verschiedene Szenarien berechnet: Im ersten Szenario wurden Kosten in Höhe von 9,13 ct/kWh<sub>th</sub> und im zweiten Szenario Kosten von 5 ct/kWh<sub>th</sub> für die fossile Wärmereferenz angenommen. Die Ergebnisse der daraus resultierenden spezifischen Kosten für die wärmeseitige THG-Vermeidung sind in Tabelle 48 aufgelistet.

**Tabelle 48: Überblick über die wärmeseitigen THG-Vermeidungskosten der untersuchten Biogasanlage unter Annahme verschiedener Allokationsmethoden und Szenarien**

Allokationsmethode	spez. Stromgestehungskosten [Ct/kWh <sub>el</sub> ]	spez. Wärmegegestehungskosten [Ct/kWh <sub>th</sub> ]	spez. Kosten THG-Vermeidung stromseitig [€/t CO <sub>2eq</sub> ]	spez. Kosten THG-Vermeidung wärmeseitig [€/t CO <sub>2eq</sub> ]	spez. Kosten THG-Vermeidung wärmeseitig [€/t CO <sub>2eq</sub> ]
				<b>Szenario 1:</b> fossile Referenz: 9,13 ct/kWh <sub>th</sub>	<b>Szenario 2:</b> fossile Referenz: 5 ct/kWh <sub>th</sub>
100 % auf Strom	16	0	260	0	0
100 % auf Wärme	0	12,63	0	547,61	1193,8
Wirkungsgradmethode	7,06	7,06	30	-120,99	120,40
Exergie-Methode	13,2	2,21	170	-260,85	-105,17
"eta"-Methode	10,24	4,55	94	-208,06	-20,44

Werden die gesamten Kosten der Wärme zugeschrieben, entstehen sehr hohe wärmeseitige THG-Vermeidungskosten, vor allem wenn niedrige Wärmegegestehungskosten für das fossile Referenzszenario angenommen werden (Szenario 2). Bei den anderen Allokationsverfahren entstehen meist negative THG-Vermeidungskosten, da die Gestehungskosten der anfallenden Wärme bei Biogasanlagen im Vergleich zu fossiler Wärmeherzeugung sehr günstig ausfallen, vor allem wenn die im Vergleich zum BHKW der Biogasanlage klein dimensionierten Gas- oder Ölheizungen in Wohnhäusern als Referenz herangezogen werden (Szenario 1).

Im Folgenden wird dargestellt, welche THG-Vermeidungskosten insgesamt für das Szenario „Biogas Maximal“ entstehen, wenn sowohl die stromseitigen als auch die wärmeseitigen spezifischen THG-Vermeidungskosten berücksichtigt werden. Insgesamt würden durch den Bau von 40 Biogasanlagen des Typs „best-case-Szenario mit Einspeisung“ ca. 140.750 t CO<sub>2eq</sub> vermieden. Diesen werden – der gewählten Allokationsmethode gemäß – die entsprechenden strom- und wärmeseitigen spezifischen THG-Vermeidungskosten zugeordnet. Daraus resultieren schließlich die in Tabelle 49 aufgelisteten gesamten THG-Vermeidungskosten.

**Tabelle 49: Überblick über die absoluten CO<sub>2eq</sub>-Vermeidungskosten für das Szenario „Biogas Maximal“**

		Szenario 1*	Szenario 2 <sup>#</sup>	Szenario 1*	Szenario 2 <sup>#</sup>
Allokationsmethode	absolute CO <sub>2eq</sub> -Vermeidungskosten stromseitig [€/a]	absolute THG-Vermeidungskosten wärmeseitig [€/a]		absolute THG-Vermeidungskosten gesamt [€/a]	
100 % auf Strom	36.595.000	0	0	36.595.000	36.595.000
100 % auf Wärme	0	77.075.967	168.025.609	77.075.967	168.025.609
Wirkungsgradmethode	1.862.967	-9.515.803	9.469.833	-7.652.836	11.332.800
Exergie-Methode	19.740.188	-6.425.100	-2.590.467	13.315.088	17.149.721
"eta"-Methode	8.467.520	-10.542.385	-1.035.824	-2.074.865	7.431.696

\*Wärmegestehungskosten fossile Referenz: 9,13 ct/kWh<sub>th</sub> <sup>#</sup>Wärmegestehungskosten fossile Referenz: 5 ct/kWh<sub>th</sub>

Werden die Kosten lediglich einem Produkt (Strom oder Wärme) zugeordnet, entstehen insgesamt sehr hohe Vermeidungskosten in Höhe von 36,6 bis 168 Mio. €. Diese hohen Kosten spiegeln allerdings nicht die Effizienz des Verfahrens wieder, da dank der Gasaufbereitung und Einspeisung 100 % der anfallenden Wärme genutzt werden können. Die Allokation „100 % auf Wärme“ ist generell eher theoretischer Natur, denn bisher produziert keine Biogasanlage ausschließlich Wärme und insofern sind Vermeidungskosten in Höhe von 168 Mio. € unrealistisch und hier nur der Vollständigkeit halber aufgeführt. Sehr günstig sind die THG-Vermeidungskosten wenn die „eta“-Methode zur Anwendung kommt. Im Vergleich zu einer teuren fossilen Wärmerferenz (Szenario 1) können sogar so viele Kosten eingespart werden, dass negative Vermeidungskosten entstehen. Noch deutlicher ist dieser Effekt, wenn Strom und Wärme als gleichwertige Produkte angesehen werden, wie dies bei der Wirkungsgrad-Methode der Fall ist. Wird die Wärme jedoch aufgrund ihres geringen Exergiegehaltes als „minderwertiges“ Produkt angesehen, dem nur ein geringer Beitrag an der THG-Vermeidung zugeteilt wird, steigen die Vermeidungskosten wieder auf 13 bis 17 Mio. € an, obwohl die spezifischen, wärmeseitigen THG-Vermeidungskosten mit -261 bis -105 €/t CO<sub>2eq</sub> sehr gering sind. Als geeignetste Allokationsmethode erscheint die „eta“-Methode, da sie die Effizienz eines Kraft-Wärme-Kopplungs-Prozesses, wie dies bei dieser Biogasanlage dank Aufbereitung der Fall ist, im Vergleich zu der getrennten Strom- und Wärmeerzeugung verdeutlicht. Dadurch, dass die Ressourcen im Vergleich zur getrennten Erzeugung meist effizienter eingesetzt werden können, sinken auch die Kosten. Dieser Aspekt sollte generell bei der Berechnung der THG-Vermeidungskosten berücksichtigt werden. Bezogen auf das Szenario „Biogas Maximal“ ergeben sich nach der „eta“-Methode spezifische THG-Vermeidungskosten in Höhe von -14,7 (Szenario 1) bis 52,8 €/t CO<sub>2</sub> (Szenario 2). Nach den Maßstäben des WBGU zu urteilen, befänden sie sich damit noch unterhalb der Effizienzgrenze von 60 €/t CO<sub>2eq</sub> (vgl. Tabelle 47).

Die hier angenommenen Kosten beruhen nicht auf real für die untersuchte Anlage erhobenen Daten. Da die Stromgestehungskosten sehr wahrscheinlich höher sind als die hier angenommenen durchschnittlichen Kosten von 16 ct/kWh<sub>el</sub>, erhöhen sich auch die THG-Vermeidungskosten. Die Technik der Gasaufbereitung ist zwar in anderen Industriebereichen lange bekannt und ausgereift (vgl. Kapitel 2.1), allerdings ist sie nicht speziell – auch was die Kosten betrifft – an die Konditionen der Biogaserzeugung in landwirtschaftlichen Anlagen angepasst. Hier besteht weiter Forschungs- und Entwicklungsbedarf. Für Biogasanlagen, die eine größere Dimensionierung aufweisen (> 1 MW) könnten – trotz installierter Gasaufbereitung – aufgrund der Kostendegression Stromgestehungskosten in Höhe der hier angenommenen 16 ct/kWh<sub>el</sub> entstehen, so dass auch die Größenordnungen der hier berechneten THG-Vermeidungskosten für solche Anlagen realistisch sind.

## 5.4 Diskussion

### ***Bewertung des Ausbaus der maisbasierten Biogastechnologie***

Der Vergleich des maisbasierten Biogaspotentials in der Region Südhessen mit den Zielen der hessischen Landesregierung in Bezug auf die Treibhausgaseinsparung und der Energieerzeugung aus Biomasse hat gezeigt, dass der Ausbau der Biogastechnologie – bezogen auf Gesamthessen – nur einen kleinen Beitrag zur Erreichung dieser Ziele leisten kann. Umgerechnet auf den Bevölkerungsanteil könnte der Ausbau im Fall der Energieerzeugung aus Biomasse jedoch schon zu 60 % zur Erreichung des Ziels beitragen und im Fall der Treibhausgasminimierung zu 30 %. Die Landesregierung muss demnach in der Region Südhessen noch weitere Biomassepotentiale erschließen, um die fehlenden 40 % abdecken zu können. Eine weitere Erhöhung des Maisanteils an der Ackerfläche ist aus ökonomischer sowie ökologischer Sicht jedoch nicht sinnvoll. Aus diesem Grund müssen Potentiale im Bereich Bioabfall- und Güllevergärung erschlossen werden. Außerdem gibt es weitere Potentiale im Bereich holzartiger Biomasse (Waldrestholz, Sägewerksnebenprodukte, etc.), die die HSE in der Region Südhessen (inkl. Odenwald) auf ca. 0,5 TWh/a schätzt (RUNTE 2006). Im Bereich der Treibhausgasreduktionen müssen die fehlenden 70 % über die anderen Erneuerbaren Energien (v.a. Wind und Sonne) sowie generell über Effizienzsteigerungen im Energiebereich (z.B. Wärmedämmung) eingespart werden.

### ***Bewertung der ökologischen Auswirkungen***

Werden die Anlagen - wie hier angenommen - auf effiziente Art und Weise betrieben, leisten sie einen Beitrag zum Klimaschutz, da sie gegenüber fossilen Referenzszenarien über 70 % der Treibhausgasemissionen einsparen können. Wird lediglich die Wirkungskategorie „Treibhauseffekt“ betrachtet, spricht somit vieles für den Ausbau der Biogastechnologie in der Region Südhessen. Dieser Ausbau ist jedoch mit einer Erhöhung des Maisanteils an der landwirtschaftlichen Nutzfläche verbunden, der auch Auswirkungen auf andere Wirkungskategorien nach sich zieht. Im internationalen Jahr der Biodiversität sind die Folgen für die Artenvielfalt dabei von besonderem Interesse. Der Anbau von Energiepflanzen für die Biogaserzeugung bietet in dieser Hinsicht sowohl Chancen als auch Risiken.

Die Chancen liegen in einer Diversifizierung der Artenvielfalt, vorausgesetzt, dass speziell im Fall der Biogaserzeugung neben Mais auch noch andere vielversprechende Energiepflanzen wie Topinambur (*Helianthus tuberosus*), Sonnenblumen (*Helianthus annuus*), Durchwachsene Silphie (*Silphium perfoliatum*) oder Zuckerhirse (*Sorghum bicolor*) in die Fruchtfolgen aufgenommen werden. Zudem könnten regionaltypische Wildpflanzen mit hohem Biomassebildungspotential angebaut werden.

Allerdings besteht noch weiterer Forschungsbedarf – vor allem bei der Züchtung – bis diese Kulturen auch wirtschaftlich tragfähig werden (BfN 2010).

Die Risiken der Energiepflanzenerzeugung liegen in der Intensivierung der Landwirtschaft und in der Ausweitung von (Mais-) Monokulturen, die meist auch noch eine geringe genetische Vielfalt aufweisen. Dies hatte bereits zur Folge, dass sich Schädlinge wie der Maiszünzler (*Ostrinia nubilalis*) oder der Maiswurzelbohrer (*Diabrotica virgifera*) in Süddeutschland ausbreiten konnten. Die Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzflächen birgt die Gefahr, dass vorgezogene Erntetermine und wiederholte Arbeitsgänge den Bruterfolg von ackerbrütenden Vogelarten gefährden können. Zudem kann durch wiederholtes Ernten vor der Samenreife der Aufbau und Erhalt von „Samenbanken“ gefährdeter Wildkräuterarten beeinträchtigt bzw. verhindert werden (BfN, 2010). Weiterhin besteht das Risiko, dass durch die Aufhebung der Stilllegungsverpflichtung, von der in Deutschland ca. 1 Mio. Hektar betroffen sind, wichtige Schutz- bzw. Lebensräume für gefährdete Vogel- und Insektenarten verloren gehen (MEYER, ET AL. 2007).

Um die Risiken zu minimieren, sprechen sich die hier zitierten Autoren ebenfalls für die in Kapitel 5.3.3 genannten Empfehlungen wie der Forschung an alternativen Kulturen, der verstärkten Nutzung von Abfall- und Reststoffen sowie für das Einrichten von Schutzzonen zum Erhalt der Artenvielfalt aus. Die große Herausforderung besteht darin, die genannten Maßnahmen auch ökonomisch vertretbar umzusetzen.

### ***Bewertung der THG-Vermeidungskosten***

Die hier berechnete Spannweite der spezifischen THG-Vermeidungskosten in Höhe von 30 bis 260 €/kWh<sub>el</sub> (je nach Allokation) wird in der Literatur meist nicht bestätigt, weil bei der Berechnung der Vermeidungskosten alle Kosten der Stromproduktion zugeordnet werden. In dem Fall kann nur das Ergebnis der „100 % auf Strom“-Allokation zum Vergleich herangezogen werden. Der Wissenschaftliche Beirat Agrarpolitik hat anhand der „100 % auf Strom“-Allokation berechnet, dass eine Biogasanlage (1 MW<sub>el</sub>) mit Gasaufbereitung und -einspeisung THG-Vermeidungskosten in Höhe von über 300 €/t CO<sub>2eq</sub> verursacht (WBA 2007). Die Kosten für die als Referenz dienende fossile Strombereitstellung sind dabei mit 4 ct/kWh<sub>el</sub> niedriger angesetzt als die hier verwendeten Kosten (5,29 ct/kWh<sub>el</sub>). Zusätzlich wurde in der Studie angenommen, dass nur 70 % der produzierten Wärme genutzt werden und dass die Gasaufbereitung mittels Druckwechseladsorption (PSA, vgl. Kapitel 2.1) erfolgt. Insofern stimmt die Größenordnung mit den hier berechneten Kosten in Höhe von 260 €/kWh<sub>el</sub> recht gut überein. Dennoch sollten die Vermeidungskosten speziell bei Biogasanlagen, die über eine Gasaufbereitung und damit über ein sehr gutes Wärmenutzungskonzept verfügen, unter Berücksichtigung eines Allokationsverfahrens berechnet werden.

Verglichen mit fossiler Stromerzeugung oder Kernkraft sind die Stromgestehungskosten von Biogasanlagen, die die FNR mit 10-31 ct/kWh<sub>el</sub> beziffert (FNR 2009 b), noch sehr hoch, wie der Vergleich mit den in Tabelle 50 aufgelisteten Daten zeigt. Wird jedoch die anfallende Wärme genutzt, so dass eine Allokation der Kosten vorgenommen werden kann, können die Stromgestehungskosten auf ein Niveau sinken (etwa 7-14 ct/kWh<sub>el</sub>), das schon fast mit den Kosten von erdgasbetriebenen Heizkraftwerken und Blockheizkraftwerken mithalten kann. Der Vergleich mit den regenerativen Energien zeigt, dass effizient betriebene Biogasanlagen ähnlich hohe Stromgestehungskosten

aufweisen wie die Windkraft. Die teuerste regenerative Variante ist noch immer die Photovoltaik, die zumindest in Deutschland Kosten in Höhe von 40 – 130 ct/kWh<sub>el</sub> verursachen kann.

**Tabelle 50: Literaturübersicht über die Stromgestehungskosten verschiedener fossiler und erneuerbarer Technologien**

Stromgestehungskosten						
Technik	Kosten in ct/kWh <sub>el</sub>	Quelle	Kosten in ct/kWh <sub>el</sub>	Quelle	Kosten in ct/kWh <sub>el</sub>	Quelle
Braunkohle	2,9-3,6	WAGNER 2004	2,9	WISSEL 2008	2,4	BMW <sub>i</sub> 2008
Steinkohle	3,1-3,8	WAGNER 2004	3,3	WISSEL 2008	3,35	BMW <sub>i</sub> 2008
Atomkraft			4,5 – 5,5	FRITSCH 2007	2,65	BMW <sub>i</sub> 2008
Erdgas KW	5,2-7,9	WAGNER 2004			4,9	BMW <sub>i</sub> 2008
Erdgas BHKW	8,5-33*	WAGNER 2004	7-8	FRITSCH 2007		
Heizöl KW	30-44	WAGNER 2004				
GuD	5,4-7,3	WAGNER 2004	4,2	WISSEL 2008	3,5-5	FRITSCH 2007
KWK-Kohle-KW	3,2-3,9	WAGNER 2004				
Windkraft onshore	8-14	WAGNER 2004	9,6-14,4	WISSEL 2008	7-9	STAIß 2007
Windkraft offshore	6-8	FRITSCH 2007	12-18	WISSEL 2008	8-10	STAIß 2007
PV-Anlage	65-130	WAGNER 2004	52-62	WISSEL 2008	40-50	STAIß 2007
Wasserkraft	3-10	WAGNER 2004	10,2	WISSEL 2008	5-19	STAIß 2007
Geothermie	6-8	WAGNER 2004			4-34 <sup>#</sup>	STAIß 2007
Biomasse-KWK	8-20	WAGNER 2004	9,6	WISSEL 2008	7-25	STAIß 2007

\*je nach Größe des BHKWs <sup>#</sup>unsichere Datenlage, wenige Erfahrungswerte

Bei den in Tabelle 50 aufgeführten Gestehungskosten der fossilen Technologien sind noch keine Kosten für die Emissionsrechte mit berücksichtigt. WISSEL (2008) hat deshalb anhand von zwei verschiedenen Preisszenarien für Emissionszertifikate (8 bzw. 38 €/t CO<sub>2</sub>) berechnet, wie sich die Stromgestehungskosten verschiedener fossiler Technologien unter Einbeziehung der Zertifikatekosten verändern würden (vgl. Anhang 19). Die Ergebnisse zeigen, dass sich die Stromerzeugung der fossilen Kraftwerke dadurch erheblich verteuert, so dass die Kernkraft die klare Kostenführerschaft übernimmt. Bei einem moderaten Zertifikatepreis von 8 €/t CO<sub>2</sub> bleiben die Kosten mit ca. 3,5 bis 6,3 ct/kWh<sub>el</sub> jedoch immer noch deutlich unterhalb der Gestehungskosten regenerativer Energien. Den regenerativen Energien (außer Biomasse) werden noch sogenannte Back-up Kosten auf die Stromgestehungskosten aufgeschlagen. Diese Kosten fallen aufgrund des stochastischen Angebots der Windleistung, solaren Einstrahlung und des Wasserdargebots durch die Kosten der Vorhaltung von Reserveleistung in Form von so genannten Back-up-Kraftwerken an. Als Back-up-Kraftwerke werden in dieser Studie Steinkohle- oder Erdgas-Kraftwerke betrachtet, was aufgrund der jeweiligen Kostenstruktur dieser beiden fossilen Kraftwerkstypen

zu einer Bandbreite bei den Back-up-Kosten führt. (WISSEL ET AL. 2008). Auch bei einem Zertifikate-Preis von 38 €/t CO<sub>2</sub> bleiben die Gestehungskosten der regenerativen Energien im Vergleich zu den fossilen Energien teurer. Bei den fossilen Kraftwerken ändert sich dabei lediglich die Reihenfolge der Gestehungskosten, denn die Braunkohle schneidet nun mit 6,3 ct/kWh<sub>el</sub> am schlechtesten bzw. am teuersten ab (vgl. Anhang 19). Andere Literaturstudien empfehlen jedoch einen Zertifikate-Preis in Höhe von 70 €/t CO<sub>2eq</sub>, da erst dieses Preisniveau die Internalisierung externer Effekte<sup>72</sup> ausreichend widerspiegelt (UBA 2007). Unter Annahme dieses Preisniveaus steigen die Stromgestehungskosten fossiler Energieträger bereits auf ein Niveau von ca. 10 ct/kWh<sub>el</sub> an, wobei wiederum die Braunkohle mit ca. 12 ct/kWh<sub>el</sub> am teuersten ist.

Obwohl die Stromgestehungskosten regenerativer Energien im Vergleich zur fossilen Energieerzeugung i.d.R. noch deutlich höher sind, sollte weiter an der Förderung und Forschung dieser Technologien festgehalten werden, denn die fossilen Energieträger sind begrenzt und werden voraussichtlich immer teurer, wohingegen die regenerativen Energien immer effizienter und damit auch kostengünstiger werden. Im Fall der Biogaserzeugung können die Kosten deutlich gesenkt werden, wenn das Potential der Kraft-Wärme-Kopplung voll ausgeschöpft wird. Anlagen ohne Wärmekonzept sind so teuer und ineffizient, dass sie in Zukunft nicht mehr gefördert werden sollten.

---

<sup>72</sup> Kosten der Folgeschäden des Klimawandels oder anderer Umweltverschmutzungen

## 6 Ausblick

Ziel dieser Arbeit war u.a. die Berechnung der Energie- und Treibhausgasbilanz einer Biogasanlage mit Gasaufbereitung. Die Kennzahlen dieser Bilanz geben Aufschluss über die Effizienz der Anlage hinsichtlich Klimaschutz und Energieerzeugung und mit Hilfe von Sensitivitäts- und Unsicherheitsanalysen konnten Optimierungspotentiale im Anlagenbereich und auf Feldebene aufgezeigt werden.

Die vorliegenden Ergebnisse zeigen, dass Biogasanlagen mit Gasaufbereitung und anschließender Einspeisung in das Erdgasnetz gegenüber vielen bisherigen Anlagen den Vorteil haben, dass sie den Kraft-Wärme-Kopplungsprozess vollständig ausnutzen können und somit wesentlich effizienter und ressourcenschonender arbeiten. Dennoch ist der Prozess der Gasaufbereitung noch nicht optimal an die landwirtschaftliche Erzeugung von Biogas angepasst, da er sehr teuer und energieaufwändig ist. Vor allem für Anlagen im kleineren Leistungsbereich ( $< 500 \text{ Nm}^3 \text{ Rohbiogas/h}^{73}$ ) ist diese Technologie nicht wirtschaftlich (URBAN ET AL. 2009). Es sollte demnach weiter an Technologien – wie etwa der in Kapitel 3.5 erwähnten Aminwäsche (LESSNER 2010) – geforscht werden, die weniger energieaufwändig und weniger kostenträchtig sind, so dass die Technik der Gasaufbereitung weiter ausgebaut und ggf. nachgerüstet werden kann. Falls zeitnah eine kostengünstige Gasaufbereitungstechnologie entwickelt wird, ist die Nachrüstung für Anlagen, die sich in der Nähe einer Erdgasleitung befinden, sicherlich eine zielführende Option. Die Bundesregierung möchte deutschlandweit bis zum Jahr 2020 ca. 6 Mrd.  $\text{Nm}^3$  Biomethan in die Erdgasnetze einspeisen. Dazu wären 5.027 Biogasanlagen der Größenordnung des hier untersuchten Typs notwendig.

Zurzeit erhalten Biogasanlagen mit Gasaufbereitung die Vergütung nach dem EEG nur, wenn das produzierte Biomethan in einem Kraft-Wärme-Kopplungs-Prozess (BHKW) genutzt wird. Der Biogasrat fordert jedoch eine Öffnung des Wärmemarktes für Biomethan (BIOGASRAT E.V. 2009), (KLEEMANN 2009). Diese Arbeit hat jedoch gezeigt, dass mit der wärmeseitigen Nutzung des Biogases weit weniger Treibhausgase eingespart werden können als mit der stromseitigen Nutzung. Zudem ist der gesamte Biogasprozess inklusive Gasaufbereitung viel zu teuer, um damit „nur“ Wärme zu erzeugen. Andere Biomassenutzungspfade, wie die Verbrennung von Holzhackschnitzeln oder pelletierter Biomasse sind dafür sicherlich weitaus besser geeignet.

In Zukunft sollten Biogasanlagen mit oder ohne Gasaufbereitung nur noch realisiert werden, wenn sie so konzeptioniert sind, dass die Substrate optimal produziert, gelagert und genutzt werden. Außerdem sollten bereits bestehende Anlagen ihre Gärrestlager gasdicht abdichten. Firmen aus dem Bereich des Biogasanlagenbaus sollten kostengünstige Lösungen und Angebote dafür entwickeln und ggf. sollte diese Nachrüstung finanziell gefördert werden.

Die effiziente Betriebsführung von Biogasanlagen ist nicht nur für die Betreiber sondern auch für alle Verbraucher essentiell, denn diese bezahlen letztendlich die Vergütungssätze für „Biogasstrom und –wärme“. Im Jahr 2008 beliefen sich die Mehrkosten, die der Verbraucher für die Förderung der Erneuerbaren Energien und damit letztendlich für den Klimaschutz zahlen musste (EEG-Umlage) auf ca. 1,1 ct/kWh. Dies entspricht knapp 5 % der Kosten einer Kilowattstunde Haushaltsstrom im Jahr 2008 (durchschnittlich rd. 21,6 Cent/kWh) (BMU 2009). Je effizienter die Erneuerbaren Energien werden, desto günstiger wird es letztendlich für den Verbraucher. Im Bereich der Biogaserzeugung ist

---

<sup>73</sup> Die untersuchte Biogasanlage hat eine Leistung von ca.  $300 \text{ Nm}^3 \text{ Rohbiogas/h}$

die Technik mittlerweile so weit vorangeschritten, dass Erntefaktoren im Bereich von 4 bis 7 und spezifische Treibhausgasemissionen in Höhe von ca. 250 g/kWh<sub>Endenergie</sub> (ca. 65 % Einsparung im Vergleich zum fossilen deutschen Strommix) realisierbar sind. Es ist deshalb zu überlegen, ob die Vergütungen bei der nächsten Novellierung des EEG an bestimmte Effizienzgrenzen gekoppelt werden, so dass Neuanlagen nur noch gefördert werden, wenn sie diese erreichen. Neben den oben genannten Kennzahlen könnten auch die THG-Vermeidungskosten als ausschlaggebendes Kriterium für die Förderung herangezogen werden. Hierfür hat der WBGU bereits die Effizienzgrenze von 60 €/t CO<sub>2eq</sub> definiert (WBGU 2008). Diese Kopplung an die Vermeidungskosten hätte jedoch den Nachteil, dass neue technologische Entwicklungen, die beispielsweise aufgrund ihrer geringen Stückzahl noch sehr teuer sind, kaum eine Chance hätten, in der Praxis umgesetzt und erprobt zu werden.

Um alle Anlagen hinsichtlich ihrer Effizienz bewerten zu können, muss eine einheitliche Berechnungsmethode für Kennzahlen wie den Erntefaktor oder die spezifischen Treibhausgasemissionen entwickelt werden. Zudem sollten die Anlagenbetreiber alle für die Berechnung notwendigen Daten erheben.

Je detaillierter die Daten der Biogasanlage vorliegen, desto präziser können zudem Optimierungspotentiale definiert werden. Auf Anlagenebene kann dabei eine entsprechend eingebaute Messtechnik hilfreich sein, die bspw. detailliert die Stromverbräuche jeder einzelnen Anlagenkomponente misst. Zudem sollte der Biogasertrag – bezogen auf die organische Trockenmasse des Substrates – und der Methananteil bestimmt werden. Weiterhin ist von Interesse, unter welchen Rahmenbedingungen dieser Biogasertrag erzielt wurde, (Faulraumbelastung, pH-Wert, Verweilzeit etc.), damit diese Erfahrungswerte auch an andere Anlagenbetreiber weiter gegeben werden können. Auf Feldebene ist es für die Berechnung der „Effizienz-Kennzahlen“ von Vorteil, wenn Daten über die Nährstoffzusammensetzung der Gärreste vorhanden sind oder wenn generell Daten über Dünger- und Pflanzenschutzmaßnahmen etwa aus einer Ackerschlagkartei zur Verfügung stehen.

## 7 Zusammenfassung

Diese Arbeit unterteilt sich in vier aufeinander aufbauende Abschnitte, wobei der erste Abschnitt als Einführung in die Thematik diente und einen Überblick über den Aufbau und die Funktionsweise von Biogasanlagen gab. Desweiteren wurden verschiedene Methoden und Ergebnisse der ökologischen Bewertung von Biogasanlagen vorgestellt und ein Einblick in die Thematik der Sensitivitäts- und Unsicherheitsanalysen gegeben.

Im zweiten Abschnitt wurde eine ökobilanzielle Bewertung einer Biogasanlage vorgenommen, die mit einer Druckwasserwäsche ausgestattet ist, so dass das Biogas auf Erdgasqualität aufbereitet und in ein nahe gelegenes Erdgasnetz eingespeist werden kann. Die ökobilanzielle Bewertung zielte vor allem auf die Erstellung einer Energie- und Treibhausgasbilanz ab. Im Fall der Energiebilanz wurden die Kennzahlen „Erntefaktor“, „spezifischer kumulierter Energieaufwand“ (KEA) und „energetische Amortisationszeit“ berechnet. Im Fall der Treibhausgasbilanz handelte es sich um die Kennzahlen „prozentuale Treibhausgaseinsparung“ und „spezifische Treibhausgasemissionen“. Tabelle 51 gibt einen Überblick über die Ergebnisse dieser Berechnungen.

**Tabelle 51: Ergebnisse der ökobilanziellen Bewertung der untersuchten Biogasanlage**

Kennzahl	Wert	Einheit
Erntefaktor	4,49	
spezifischer kumulierter Energieaufwand (KEA)	1,68	[MJ/MJ <sub>Endenergie</sub> ]
energetische Amortisationszeit	4,46	[a]
spezifische Treibhausgasemissionen	72,51	[g CO <sub>2eq</sub> /MJ <sub>Endenergie</sub> ]
prozentuale Treibhausgaseinsparung	46,8	[%]

Die Energiebilanz wurde maßgeblich vom Eigenenergieverbrauch der Anlage beeinflusst, da allein die Gasaufbereitung mittels Druckwasserwäsche 16,3 % des produzierten Stroms wieder verbraucht. Dennoch schneidet die Anlage mit einem Erntefaktor von 4,49 aus energetischer Sicht gut ab, denn aufgrund der Gasaufbereitung kann das produzierte Biomethan in ein Erdgasnetz eingespeist und an einem Ort mit vorhandener Wärmesenke verstromt werden, so dass die anfallende Wärme über das ganze Jahr zu 100 % genutzt werden kann. Der Erntefaktor besagt generell, dass die Anlage ca. 4,5-mal mehr an erneuerbarer Energie produziert, als sie an fossiler Energie verbraucht. Die maximal mittels Biogastechnologie erreichbaren Erntefaktoren liegen im Bereich von 5-7, wobei letztere nur mit Hilfe von fettreichen Substraten, die hohe Biogausbeuten erzielen, erreicht werden können (BERGLUND, ET AL. 2006), (TUOMISTO, ET AL. 2008). Der spezifische kumulierte Energieaufwand (KEA) dient als weiteres Maß für die energetische Effizienz der Anlage. Er besagt, wie viele Einheiten Primärenergie aufgewendet werden müssen, um eine Einheit an Endenergie (Strom und Wärme) zu erzeugen. Auch hier schneidet die Anlage aufgrund ihres Wärmekonzeptes im Vergleich zum deutschen Strommix (2,89 MJ/MJ<sub>Strom</sub>) gut ab. Ein vergleichbarer fossiler Kraft-Wärme-Kopplungsprozess wie etwa ein mit Erdgas betriebenes Blockheizkraftwerk (BHKW), ist mit einem spezifischen KEA von 1,2 MJ/MJ<sub>Strom</sub> jedoch noch deutlich effizienter, da dessen Vorkette weit weniger energieaufwändig ist als die der Biogasanlage.

Die Gasaufbereitung und Einspeisung ist derzeit noch sehr energieaufwändig, so dass sie sich nur lohnt, wenn weniger als ca. 40 % der anfallenden Wärme vor Ort genutzt werden können. Zudem ist

eine Einspeisung nur realisierbar, wenn eine Erdgasleitung in Anlagennähe - bis maximal 800 m Entfernung - vorhanden ist (Böss 2008).

Hinsichtlich der Treibhausgasbilanz schneidet die Anlage relativ schlecht ab, denn die spezifischen Treibhausgasemissionen bewegen sich in ähnlichen Größenordnungen wie diejenigen erdgasbetriebener Blockheizkraftwerke, so dass die Treibhausgaseinsparungen gegenüber fossilen Kraft-Wärme-Kopplungs-Prozessen sehr gering sind. Die prozentuale Treibhausgaseinsparung wurde jedoch im Vergleich zu der getrennten Erzeugung von Strom und Wärme berechnet. Im Vergleich zum fossilen Strom- bzw. Wärmemix Deutschlands<sup>74</sup> können somit 46,8 % der Treibhausgasemissionen eingespart werden. Diese geringe THG-Einsparung ist hauptsächlich dem hohen Methanschlupf aus dem offenen Gärrestlager zuzuschreiben, der allein über 50 % der Treibhausgasemissionen verursacht. Unter der Annahme, dass das Gärrestlager gasdicht abgedeckt wird, erhöht sich die prozentuale Treibhausgaseinsparung auf 71,5 % und die spezifischen THG-Emissionen halbieren sich nahezu auf 38 g CO<sub>2eq</sub>/MJ.

Der Vergleich mit anderen Literaturstudien zeigte, dass die Ergebnisse der Treibhausgasbilanzen sehr unterschiedlich ausfallen können. Dies liegt zum einen daran, dass die Anlagen an sich, je nach Konzept, Betriebsführung und/oder verwendeten Substraten (NaWaRo, Gülle oder Bioabfälle), sehr unterschiedliche Ergebnisse erzielen. Zum anderen divergieren die Ergebnisse, wenn unterschiedliche Allokationsmethoden angewandt oder verschiedene Systemgrenzen gewählt werden. Die Spannweite der spezifischen Treibhausgasemissionen der hier untersuchten Anlage reichte je nach Allokationsverfahren von 53,8 bis 162 g CO<sub>2eq</sub>/MJ<sub>Strom</sub>. Im Fall eines abgedeckten Gärrestlagers können bei Anwendung des Gutschriftverfahrens für die erzeugte Wärme sogar negative Emissionen in Höhe von - 22,5 g CO<sub>2eq</sub>/MJ<sub>Strom</sub> erreicht werden.

Neben diesen methodischen Unsicherheiten existieren auch Unsicherheiten bzw. Variabilitäten in den Datengrundlagen, die in die ökobilanziellen Berechnungen eingehen. Mit diesem Thema beschäftigt sich der dritte Abschnitt der Arbeit. Zunächst wurde anhand einer Sensitivitätsanalyse untersucht, wie sich die Ergebnisse der Energie- und Treibhausgasbilanzen verändern, wenn die Eingangsparameter einzeln variiert werden. Auf diese Art und Weise konnten die sensitivsten Parameter identifiziert werden. Es stellte sich heraus, dass die Energiebilanz am stärksten von den Parametern „Silageverlust“, „Eigenstromverbrauch“ und „Methanertrag des Substrates“ beeinflusst wird. Auf Feldebene spielen der Maisertrag und der N-Bedarf die größte Rolle. Auch in Bezug auf die Treibhausgasbilanz reagieren diese Parameter sehr sensitiv. Daneben haben die Parameter „Methanschlupf“, „Lachgasemissionen“ und „direkte Landnutzungsänderungen (Grünlandumbruch)“ großen Einfluss auf das Resultat der THG-Bilanz. Zudem hängen die Ergebnisse in starkem Maße von den gewählten Referenzszenarien ab (fossile Strom- und Wärmereferenz sowie Eigenstrom- und Eigenwärmereferenz). Bilanzen, die unterschiedliche Referenzszenarien für die Berechnung der prozentualen Treibhausgaseinsparung oder der spezifischen Treibhausgasemissionen verwenden, sind deshalb nicht bzw. nur bedingt miteinander vergleichbar.

---

<sup>74</sup> GEMIS 4.5: El-KW-Park-DE-2005\_fossil (Stromreferenz), Wärme-Heizen-mix-DE-HH/KV-2005\_fossil (Wärmereferenz)

Im Anschluss an die Sensitivitätsanalyse wurde eine Unsicherheitsanalyse durchgeführt. Diese hatte zum Ziel, die Spannweite und Wahrscheinlichkeitsverteilung der Ergebnisse von Energie- und Treibhausgasbilanz der untersuchten Biogasanlage zu berechnen. Dazu wurden zunächst allen Eingangsparametern Spannweiten und Häufigkeitsverteilungen zugeordnet. Für viele Parameter konnten Spannweiten aus der Literatur abgeleitet werden, allerdings lagen meist keine entsprechenden Häufigkeitsverteilungen vor. Aus diesem Grund wurden den meisten Parametern uniforme Häufigkeitsverteilungen zugeordnet. Die Energie- und Treibhausgasbilanz wurde anschließend mit 10.000 bis 100.000 verschiedenen Parameterkombinationen, die mittels *Latin-Hypercube-Sampling* aus den vorgegebenen Spannweiten und Verteilungen der Eingangsparameter generiert wurden, berechnet. Die Ergebnisse zeigten, dass sich der Erntefaktor der untersuchten Anlage in Bereichen zwischen 1,07 und 5,81 bewegen kann. Die prozentuale Treibhausgaseinsparung erreicht Werte zwischen -151 bis 83 % und die spezifische Treibhausgaseinsparung bewegt sich im Rahmen von 20 bis 331 g CO<sub>2eq</sub>/MJ. Unter den getroffenen Rahmenbedingungen ist es sehr wahrscheinlich, dass die Anlage hinsichtlich der Treibhausgasemissionen kaum besser abschneidet als vergleichbare fossile Technologien (Gas-Heizkraftwerk). Werden die Unsicherheitsanalysen jedoch unter der Annahme durchgeführt, dass das Gärrestlager gasdicht abgedeckt ist und dass kein Grünlandumbruch stattfindet, verbessert sich die Treibhausgasbilanz erheblich, so dass die Wahrscheinlichkeit, schlechter abzuschneiden als die fossile Referenz unter 10 % sinkt.

Die vier wichtigsten Punkte zur Erzielung einer optimalen Energie- und Treibhausgasbilanz für NaWaRo-Biogasanlagen sind deshalb die gasdichte Abdeckung des Gärrestlagers, die Vermeidung von Grünlandumbruch, das Vorhandensein eines umfassenden Wärmekonzeptes und ein möglichst hoher Gülleanteil. Wichtig ist zudem, dass Anlagenbetreiber die maximalen Biogaserträge aus den eingesetzten Substraten „herausholen“ können. Diese müssen oftmals erst empirisch ermittelt werden, indem Erfahrungen mit unterschiedlichen Substratzusammensetzungen, Verweilzeiten, Faulraumbelastungen, Rührintervallen etc. gesammelt werden. Da zurzeit noch wenig über die mikrobielle Zusammensetzung der Biozöosen und die Rolle einzelner Mikroorganismen am biologischen Abbau im Fermenter bekannt ist, können noch keine gezielten Empfehlungen ausgesprochen werden, welche Mikroorganismen durch die Einstellung bestimmter Milieubedingungen besonders zu fördern sind. Der Anbau von Energiepflanzen kann auf Feldebene effizienter gestaltet werden, indem moderne Technologien eingesetzt werden. So kann etwa die Applikation von Dünge- oder Pflanzenschutzmitteln mit Hilfe von Precision-Farming-Technologien gezielter und bedarfsgerechter erfolgen, da teilflächenspezifische Behandlungen möglich werden. Durch die Einsparungen von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln wird nicht nur die Energie- und Treibhausgasbilanz verbessert, sondern vor allem werden die Auswirkungen auf die Wirkungskategorien „Versauerung“, „Eutrophierung“ sowie „Humantoxizität“ vermindert (HARTMANN 2006), (KOCH 2009).

Der vierte Teil der Arbeit beschäftigt sich mit dem Biogaspotential in der Region Südhessen. Dieser Teil der Arbeit war in den Transferbereich 299 „Integrierte Evaluierung Energiepflanzenanbau“ eingebunden. Ziel dieses Transferbereiches war, die Auswirkungen eines verstärkten Anbaus von Energiepflanzen auf die Landnutzung, die Treibhausgaseinsparung, die Artenvielfalt und den Wasserhaushalt mit Hilfe des im Sonderforschungsbereich 299 entwickelten Modellverbundes ITE<sup>2</sup>M zu bewerten. Unter der Annahme, dass im gesamten Untersuchungsgebiet Absatzmöglichkeiten für Energiemais bestehen, würde sich der Maisanteil an der Ackerfläche von derzeit ca. 12 % auf ca. 40 % erhöhen. Somit stünden jährlich etwa 443.000 t Mais (von 7.820 ha) als Substrat für Biogasanlagen zur Verfügung. Damit könnten Biogasanlagen mit insgesamt ca. 20 MW<sub>el</sub> installierter Leistung

betrieben werden. Diese könnten jährlich etwa 0,4 TWh (Brutto) bzw. 0,3 TWh (Netto) an Endenergie (Strom und Wärme) erzeugen und damit im Vergleich zu fossiler Strom- und Wärmeerzeugung ca. 141.000 t CO<sub>2eq</sub> einsparen. Die hessische Landesregierung hat sich verpflichtet, bis zum Jahr 2020 die Energieerzeugung aus Biomasse um weitere 3,6 TWh auszubauen und die Treibhausgasemissionen um jährlich ca. 3,24 Mio. t zu reduzieren. Für die Region Südhessen bedeutet dies - umgerechnet auf den Bevölkerungsanteil - einen Ausbau von 0,52 TWh und eine Treibhausgasreduktion von 0,47 Mio. t CO<sub>2eq</sub>. Das hier berechnete Biogaspotential könnte diese Ziele im Fall der Energieerzeugung aus Biomasse zu ca. 60 % und im Fall der Treibhausgaseinsparungen zu ca. 30 % erreichen. Neben dem Ausbau der Biogastechnologie auf Maisbasis muss das Land Hessen noch zusätzliche Potentiale im Bereich Bioabfall und Güllenutzung erschließen, denn eine weitere Erhöhung des Maisanteils an der Ackerfläche ginge zu Lasten der Biodiversität. Im Fall der Treibhausgaseinsparungen kann die Güllenutzung noch einen gewissen Beitrag leisten, jedoch muss der überwiegende Anteil der restlichen, fehlenden 70 % vor allem mit Hilfe der Windkraft, der Photovoltaik und durch Energieeinsparungen erreicht werden.

Ein wichtiger Aspekt im Zusammenhang mit den Potentialen erneuerbarer Energien sind die Stromgestehungs- und damit auch die THG-Vermeidungskosten. Werden alle Kosten des Anlagenbaus und -betriebes allein dem Strom zugerechnet, ist die Biogastechnologie mit 10 – 31 ct/kWh<sub>el</sub> (FNR 2009 b) generell sehr teuer. Verfügt die Anlage jedoch über ein umfassendes Wärmekonzept, wie es bei der untersuchten Anlage dank Gasaufbereitung der Fall ist, senken sich die Kosten je nach Allokationsverfahren auf 7 bis 13 ct/kWh<sub>el</sub><sup>75</sup>, so dass sie sich in ähnlichen Größenordnungen bewegen, wie die der Windkraft. Die THG-Vermeidungskosten bewegen sich – je nach Allokationsverfahren – im Bereich von 30 bis 260 €/t CO<sub>2eq</sub>, wobei die sogenannte „eta-Methode“ als am besten geeignet angesehen wird, da sie den Vorteilen eines Kraft-Wärme-Kopplungs-Prozesses gegenüber der getrennten Strom- und Wärmeerzeugung Rechnung trägt. Die stromseitigen THG-Vermeidungskosten betragen nach dieser Methode ca. 94 €/t CO<sub>2eq</sub> und liegen damit oberhalb der vom WBGU definierten Effizienzgrenze von 60 €/t CO<sub>2eq</sub> (WBGU 2008). Allerdings erreichen die wärmeseitigen THG-Vermeidungskosten nach dieser Methode negative Werte, so dass Kosten eingespart werden können. Werden diese Kosten auf das oben beschriebene Biogasszenario für den Raum Südhessen übertragen, können mit dem Ausbau einer effizienten Biogastechnologie (100 %-ige Wärmenutzung) nach der „eta-Methode“ THG-Vermeidungskosten in Höhe von -2 bis ca. 7,4 Mio. Euro entstehen. Die Höhe der Kosten hängt von der Wahl des fossilen Referenzszenarios ab. Es bleibt jedoch festzuhalten, dass sich die Vermeidungskosten insgesamt, wenn sowohl die stromseitigen, als auch die wärmeseitigen THG-Vermeidungskosten berücksichtigt werden, auf einem Niveau bewegen, das den Effizienzvorgaben des WBGU entspricht, da sich diese nach der „eta-Methode“ in Bereichen zwischen -15 bis 53 €/t CO<sub>2eq</sub> bewegen. Biogasanlagen ohne Wärmenutzungskonzept verursachen jedoch weitaus höhere Vermeidungskosten im Bereich zwischen 250 und 300 €/t CO<sub>2eq</sub>.

---

<sup>75</sup> Unter der Annahme, dass die Stromgestehungskosten- wenn sie ausschließlich dem Strom zugerechnet werden – einen durchschnittlichen Wert in Höhe von 16 ct/kWh<sub>el</sub> aufweisen.

## 8 Summary

The present study is divided into four parts, which are built upon each other. The **first** part is an introduction to the subject and gives an overview of the composition and functioning of biogas plants. It also presents several methods of ecological assessment of biogas plants and shows their results. Finally it gives an introduction to the subject of sensitivity- and uncertainty analyses.

In the **second** part, I carried out a life cycle assessment of a biogas plant equipped with a biogas upgrading system and biogas feeding into a nearby gas net. The life cycle assessment focused in particular on the energy and greenhouse gas balance of the plant. In the case of the energy balance, I calculated the following indicators: “net energy gain”, “specific cumulative energy demand” and “energetic amortisation time”. In case of the greenhouse gas balance I assessed the “relative greenhouse gas savings” and the “specific greenhouse gas emissions”. Table 52 gives an overview of the results of these calculations.

**Table 52: Results of the life cycle assessment of the biogas plant researched**

Indicator	Value	Unit
net energy gain	4.49	
specific cumulative energy demand	1.68	[MJ/MJ <sub>end energy</sub> ]
energetic amortisation time	4.46	[a]
specific greenhouse gas emissions	72.51	[g CO <sub>2eq</sub> /MJ <sub>end energy</sub> ]
relative greenhouse gas savings	46.8	[%]

The energy balance is significantly influenced by the energy consumption of the plant itself as solely the upgrading technology alone consumes 16.3 % of the electricity produced. However, with a net energy gain of 4.49, the plant comes off well regarding the energy balance. Due to the upgrading technology and the following feeding, the bio-methane can be converted into electricity at a place with a heat sink at hand and thus the heat produced can be entirely used during the whole year.

Generally the net energy gain means that the renewable energy production of this plant exceeds the fossil energy consumption of the plant by approx. 4.5 times. The maximum net energy gains achievable by biogas plants range between values of 5 to 7, although the latter value can only be reached when substrates rich in lipids are used (BERGLUND, ET AL. 2006), (TUOMISTO, ET AL. 2008). The specific cumulative energy demand serves as a further measure of the energy efficiency of the plant. It shows how many units of primary energy have to be expended to gain one unit of end energy (electricity, heat). In comparison to the German electricity mix (2.89 MJ/MJ<sub>end energy</sub>), the plant also achieves good results regarding this indicator due to its sophisticated heat concept. A comparable fossil cogeneration technology like a natural gas fired block heat and power plant shows a specific cumulative energy demand of 1.2 MJ/MJ<sub>end energy</sub> and therefore is still much more efficient due to its low energy demand in its upstream chain.

As biogas upgrading and feeding is still very energy-demanding, it is only worth implementing when less than 40 % of the heat produced can be used on site. Furthermore biogas-feeding is only feasible when the gas-pipeline is close (less than 800 m) to the biogas plant (BÖSS 2008).

Regarding the greenhouse gas balance, the biogas plant comes off rather badly, as the specific greenhouse gas emissions range in a scale similar to those of the natural gas fired block heat and

power plants. Greenhouse gas savings in comparison to fossil cogeneration technologies are therefore rather low. The relative greenhouse gas saving was however calculated in comparison to the separated electricity and heat generation namely to the German electricity- and heating-mix. This resulted in greenhouse gas savings of 46.8 %. These low greenhouse gas savings can be mainly linked to the methane emissions from the open digistate storage, which alone cause above 50 % of the entire greenhouse gas emissions. Should the digistate storage be closed in a gas proof way, the relative greenhouse gas saving would increase to 71.5 % and the specific greenhouse gas emissions would almost halve to a value of 38 g CO<sub>2</sub>/MJ.

A comparison with several other studies revealed that the results of greenhouse gas balances vary enormously. On the one hand, this is due to the varying concepts, operation management and substrate used (i.e. renewable resources, manure, bio waste) in the biogas plant. On the other hand the results diverge due to different allocation methods and/or system boundaries applied in the calculations. The span of the specific greenhouse gas emissions of the biogas plant under investigation ranged, depending on the allocation method, from 53.8 to 162 g CO<sub>2</sub>/MJ<sub>el</sub>. In the case of a closed digestion storage, negative emission values (-22.5 g CO<sub>2eq</sub>/MJ<sub>el</sub>) can be reached if the credit method for the produced heat is applied.

Beside these methodological uncertainties, further uncertainties and variabilities respectively exist regarding the database used in a life cycle assessment. The **third** part of this study deals with those database uncertainties. Firstly I analysed by means of a sensitivity analysis how the results of the energy- and greenhouse gas balances change when the input parameters are varied individually. In this way the most sensitive parameters could be identified. Regarding energy balances, the following parameters show the biggest impact on the results: “silage loss”, “auxiliary energy consumption” and “methane yield of the substrate”. On field scale the parameters “maize yield” and “nitrogen demand” play an important role. In relation to the greenhouse gas balance, the already-mentioned parameters also react very sensitively. Furthermore the parameters “methane emissions”, “nitrous oxide emissions” and “direct land-use-change (i.e. grassland ploughing)” have the biggest impact on the greenhouse gas balance result. In addition the results are highly dependent on the reference scenario chosen (fossil electricity and heat reference as well as auxiliary electricity and heat reference). Balances using different reference scenarios to calculate the relative greenhouse gas savings and/or the specific greenhouse gas emissions are not comparable to each other.

Subsequent to the sensitivity analyses I carried out an uncertainty analyses. The aim of this uncertainty analyses was the calculation of the possible span and frequency distribution of the energy and greenhouse gas balance results regarding biogas plants equipped with upgrading technology and using silage maize. Therefore, as a first step, I assigned span widths and frequency distributions to all input parameters. For a majority of the parameters I found adequate span widths in the literature but I found hardly any data about the appropriate frequency distribution. Hence I allocated uniform frequency distributions to most of the input parameters. Finally I calculated energy and greenhouse gas balances using up to 100.000 parameter combinations, which were generated out of the specified span and frequency distribution by latin hypercube sampling methods.

The results show that the net energy gain of the investigated plant type can range between 1.07 and 5.81. The relative greenhouse gas savings reach values between – 151 % and +83 % and the specific

greenhouse gas emissions vary between 20 and 331 g CO<sub>2eq</sub>/MJ. On the chosen assumptions, it is likely that the biogas plants save hardly any greenhouse gases in comparison to an adequate fossil cogeneration technology, like block heat and power plants. If the uncertainty analyses however is carried out assuming that the digestate storage is closed and that no grassland ploughing takes place, the greenhouse gas balances improve enormously. The probability of doing worse than the fossil reference technology is thereby less than 10 %.

The four most important elements in achieving optimal results regarding energy- and greenhouse gas balances are therefore closed digestate storages, avoidance of grassland ploughing, a sophisticated heat utilisation concept and a preferably high manure proportion. Besides, it is important that the plant operators get as much biogas out of the used substrates as possible. These maximal biogas yields often have to be determined empirically by gaining experiences with different substrate compositions, retention times, fermenter volume loading rates, mixing intervals, etc.

Little is known currently about the microbiological composition of the biocenosis or the role of single microorganisms in the decomposition processes which take place in the fermenter. Therefore no specific recommendations can be made regarding the cultivation of certain microorganisms by adjusting their favorite milieu conditions.

The cultivation of energy crops like maize can be improved by using modern technology like precision farming tools, which enable a more efficient and adjusted application of fertilizer and pesticides. Due to savings of fertilizer and pesticides not only are the energy and greenhouse gas balances improved, but also the impacts on categories like “acidification”, “eutrophication” and “human toxicity” are diminished (HARTMANN 2006), (KOCH 2009).

The **fourth** part of this study deals with the biogas potential in the region of South Hessen. This part was embedded in the transfer unit “Integrated evaluation of energy crop production”. The aim of this transfer unit was the investigation of the impacts of increasing energy crop cultivation on land-use, greenhouse gas savings, biodiversity and hydrology by using the model network ITE<sup>2</sup>M which was developed within the framework of the collaborative research center (SFB 299).

Assuming that marketing possibilities for “energy-maize” exist in the whole research area, the maize share in the entire arable land would rise from currently 12 % to approx. 40 %. Therefore approx. 443.000 t maize substrate (from 7.820 ha) would be available for biogas plants. These maize-amounts would be sufficient to supply biogas plants with an entire installed capacity of 20 MW<sub>el</sub>. These plants could produce an end energy amount (electricity and heat) of 0.4 TWh (gross) and 0.3 TWh (net) respectively and therefore save approx. 141.000 t CO<sub>2eq</sub> per annum in comparison to fossil reference technologies. The federal state government of Hessen has committed it-self to expand biomass related energy production to 3.6 TWh by 2020 and to reduce greenhouse gas emissions by 3.24 Mill. tons CO<sub>2eq</sub> yearly. In the region of South Hessen this implies an extension of biomass related energy production to 0.52 TWh and a yearly greenhouse gas reduction of 0.47 Mill. tons CO<sub>2eq</sub>. The biogas potential calculated could contribute to achieving these goals by 60 % regarding the biomass related energy supply and by 30 % regarding the greenhouse gas saving commitments. In addition to the extension of the maize-based biogas technology Hessen has to develop further potential regarding bio-waste and manure, because an additional increase of the maize share in the arable land would affect biodiversity. In the case of greenhouse gas savings, manure utilization could play a certain role in achieving the reduction targets, but most of the lacking 70 % has to be achieved by an extension of wind power plants and photovoltaic, and by increasing energy efficiency.

Electricity generation and greenhouse gas abatement costs are also important aspects in relation to renewable energy potential. If the entire costs of biogas plant construction and operation are allocated solely to electricity generation, biogas technology is very expensive due to electricity generation costs to the amount of 10 – 31 ct/kWh<sub>el</sub> (FNR 2009 b).

However, if the plant possesses a sophisticated heat utilization concept and if the costs therefore are allocated to both electricity and heat, they could decrease to approx. 7-13 ct/kWh<sub>el</sub> which means that they range in similar scales to wind power. Greenhouse gas abatement costs range in scales from 30 to 260 €/t CO<sub>2eq</sub>, depending on the allocation method. The so called “eta- method” is regarded as the most suitable allocation method, because it allows for the advantages of a cogeneration process in comparison to the separated electricity- and heat-generation. The greenhouse gas abatement costs according to this method are 94 €/t CO<sub>2eq</sub> on the part of electricity generation and are therefore above the efficiency frontier of 60 €/t CO<sub>2eq</sub>, defined by the WBGU (German Advisory Council on Global Change) (WBGU 2008). However, the greenhouse gas abatement costs on the part of the heat generation achieve negative values according to the “eta-method”. If both of these costs are considered in the above mentioned biogas-scenario, the greenhouse gas abatement costs for an efficient biogas technology (sophisticated heat utilization concept) in South Hessen would amount to -2 - approx. 7.4 Mill. Euro, depending on the choice of the fossil reference technology. However, it should be noted that the overall greenhouse gas abatement costs caused by biogas technology (regarding both electricity and heat generation) range between -15 and 53 €/t CO<sub>2eq</sub> and thus can reach a level matching the efficiency requirements established by the WBGU. Yet biogas plants without heat utilization concepts cause much higher abatement costs, to the amount of 250 to 300 €/t CO<sub>2eq</sub>.

## 9 Literaturverzeichnis

**Abwasserverband Braunschweig. 2009.** [Online] 2009. [Zitat vom: 13. Januar 2010.] [http://www.abwasserverband-bs.de/html/body\\_biogasanlage.html](http://www.abwasserverband-bs.de/html/body_biogasanlage.html).

**Akademische Arbeitsgemeinschaft Verlag. 2004.** [steuernetz.de](http://www.steuernetz.de). [Online] Wolters Kluwer Deutschland GmbH, 1.. November 2004. [Zitat vom: 22.. April 2010.] [http://www.steuernetz.de/aav\\_steuernetz/steuern/afa/8.xhtml](http://www.steuernetz.de/aav_steuernetz/steuern/afa/8.xhtml).

**Amon, T., Amon, B. und Kryvoruchko, V., Machmüller, A., Hopfner-Sixt, K., Bodiroza, V., Hrbek, R., Friedel, J., Pötsch, E. Wagentristl, H., Schreiner, M., Zollitsch, W. 2007 a.** Methane production through anaerobic digestion of various energy crops grown in sustainable crop rotations. *Bioresource Technology*. 2007 a, Bd. 98, S. 3204-3212.

**Amon, T., Hackl, E. und Jeremic, D., Amon, B. 2002.** Kofermentation von Wirtschaftsdüngern mit Energiegräsern in landwirtschaftlichen Biogasanlagen. [Online] 2002. [http://www.nas.boku.ac.at/fileadmin/\\_/H93/H931/AmonPublikationen/Kofermentation\\_von\\_Wirtschaftsduengern\\_mit\\_Energiegraesern\\_in\\_landwirtschaftlichen\\_Biogasanlagen\\_\\_Optimierung\\_der\\_Gaergutmischungen\\_und\\_des\\_Biogasertrages.pdf](http://www.nas.boku.ac.at/fileadmin/_/H93/H931/AmonPublikationen/Kofermentation_von_Wirtschaftsduengern_mit_Energiegraesern_in_landwirtschaftlichen_Biogasanlagen__Optimierung_der_Gaergutmischungen_und_des_Biogasertrages.pdf).

**Amon, T., Kryvoruchko, V. und Machmüller, A., Bodiroza, V., Amon, B. 2006.** *Optimierung der Methanausbeute aus Zuckerrüben, Silomais, Körnermais, Sonnenblumen, Ackerfutter, Getreide, Wirtschaftsdünger und Rohglyzerin unter den Standortbedingungen der Steiermark*. Wien : Universität für Bodenkultur Wien, 2006. Zwischenbericht Forschungsprojekt Nr. 1421.

**Amon, T.A.; Kryvoruchko, V., Zollitsch, W., Mayer, K., Gruber, L. 2007 b.** *Biogas production from maize and dairy cattle manure - Influence of biomass composition on the methane yield*. 2007 b. S. 173-182.

**Aschmann, V., Kissel, R. und Gronauer, A. 2007.** *Effizienz und Umweltverträglichkeit biogasbetriebener Blockheizkraftwerke*. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL). 2007. LfL-Information.

**Bachmaier, J. und Gronauer, A. 2008.** *Klimabilanz von Biogasstrom*. Freising : LfL, 2008.

**BASF. 2010.** Was ist Ökoeffizienz? [Online] 2010. [Zitat vom: 4. April 2010.] <http://www.basf.com/group/corporate/de/sustainability/eco-efficiency-analysis/what-is>.

**Bauer, C., Lebuhn, M. und Gronauer, A. 2009.** *Mikrobiologische Prozesse in landwirtschaftlichen Biogasanlagen*. s.l. : LfL, 2009. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft. ISSN 1611-4159.

**Beier, J. 2010.** *Stoffflussanalyse einer Biogasanlage mit Bioerdgasproduktion am Beispiel der BGA der HSE in Darmstadt-Wixhausen*. Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement. Gießen : s.n., 2010. Masterarbeit.

**Bensmann, M. 2010.** 10 Jahre EEG – Rückblick auf eine Erfolgsgeschichte. *Biogas-Journal*. 2010, 2.

**Berglund, M. und Börjesson, P. 2006.** Assessment of energy performance in the life-cycle of biogas production. *Biomass and Bioenergy*. 2006, 30, S. 254-266.

- BfN. 2010.** *Bioenergie und Naturschutz - Synergien fördern, Risiken vermeiden.* Bonn : Bundesamt für Naturschutz, 2010.
- Biobeth. 2009.** Machbarkeitsstudie Bioenergiedorf Günthersleben-Wechmar-Schwabhausen. [Online] Oktober 2009. [Zitat vom: 2. Februar 2010.] [http://www.wechmarbach.de/Machbarkeitsstudie\\_Gue\\_We\\_Schwab.pdf](http://www.wechmarbach.de/Machbarkeitsstudie_Gue_We_Schwab.pdf).
- Biogasrat e.V. 2009.** Positionspapiere des Biogasrates. [Online] 2009. [Zitat vom: 1.. Juni 2010.] [http://www.biogasrat.de/index.php?option=com\\_docman&Itemid=121](http://www.biogasrat.de/index.php?option=com_docman&Itemid=121).
- BMU. 2010.** Entwicklung der Erneuerbaren Energien in Deutschland im Jahr 2009. [Online] März 2010. [Zitat vom: 11. April 2010.] [http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/ee\\_in\\_deutschland\\_graf\\_tab\\_2009.pdf](http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/ee_in_deutschland_graf_tab_2009.pdf).
- BMU. 2009.** *Erneuerbare Energien in Zahlen - Nationale und internationale Entwicklung.* Berlin : Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2009.
- BMWi. 2008.** *Sichere, bezahlbare und umweltverträgliche Stromversorgung in Deutschland: Geht es ohne Kernenergie?* Berlin : Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie, 2008.
- Börjesson, P. und Berglund, M. 2007.** Environmental systems analysis of biogas systems - Part II: The environmental impact of replacing various reference systems. *Biomass & Bioenergy.* 2007, 31, S. 326-344.
- Böse, C. 2009.** Einspeisung von Biogas in das Erdgasnetz. [Buchverf.] KTBL [Hrsg.]. *Die Landwirtschaft als Energieerzeuger.* Darmstadt : KTBL, 2009.
- Böss, G. 2008.** *Biogasanlagen im südhessischen Versorgungsgebiet der HSE.* Darmstadt, 1. Januar 2008.
- Breitschuh, T. und Gernand, U. 2009.** Nachhaltigkeit im Maisanbau sichern. *bioenergie-portal.* [Online] 2009. [Zitat vom: 1.. Juni 2010.] [http://www.bioenergie-portal.info/fileadmin/bioenergieberatung/sachsen-anhalt/dateien/Nachhaltigkeit\\_im\\_Maisanbau.pdf](http://www.bioenergie-portal.info/fileadmin/bioenergieberatung/sachsen-anhalt/dateien/Nachhaltigkeit_im_Maisanbau.pdf).
- Brentrup, F. und Küsters, J. 2008.** Energiebilanz der Erzeugung und Verwendung von mineralischen Düngemitteln - Stand und Perspektiven. [Buchverf.] KTBL. *Energieeffiziente Landwirtschaft.* Darmstadt : KTBL, 2008.
- BUND. 2010.** Biogas: Fördern, aber mit Augenmaß. [Online] 2010. [Zitat vom: 1. Juni 2010.] [http://www.bund.net/bundnet/themen\\_und\\_projekte/landwirtschaft/energie\\_vom\\_acker/biogas/](http://www.bund.net/bundnet/themen_und_projekte/landwirtschaft/energie_vom_acker/biogas/).
- Bundesarbeitskreis Futterkonservierung. 2006.** *Praxishandbuch Futterkonservierung.* Frankfurt : DLG-Verlags-GmbH, 2006. ISBN: 3-7690-0677-3.
- Cherubini, F., Bird, N.D., Cowie, A., Jungmeier, G., Schlamadinger, B., Woess-Gallasch, S. 2009.** Energy- and greenhouse gas-based LCA of biofuel and bioenergy systems: Key issues, ranges and recommendations. *Resources, Conservation and Recycling.* 2009, 53, S. 434-447.

- Ciroth, A. 2006.** *Fehlerrechnung, Datenqualität, Unsicherheit*. Netzwerk Lebenszyklusdaten, Arbeitskreis Methodik. Berlin, Karlsruhe, 2006. Projektbericht im Rahmen des Forschungsvorhabens FKZ 01 RN 0401 im Auftrag des BMBF.
- Clarens, A.F., Resurreccion, E.P. und White, M.A., Colosi, L.M. 2010.** Environmental Life Cycle Comparison of Algae to Other Bioenergy Feedstocks. *Environmental Science & Technology*. 2010, Bd. 44, 5, S. 1813–1819.
- Clemens, J., Hafermann, C. und Cuhls, C. 2009.** Emissionen bei der Biogasproduktion - eine Analyse der Umweltrelevanz. [Buchverf.] FNR KTBL. *Gülzower Fachgespräche: Tagungsband "Biogas in der Landwirtschaft - Stand und Perspektiven"*. Gülzow, 2009, Bd. Band 32.
- Clemens, J., Trimborn, M. und Weiland, P., Amon, B. 2006.** Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 2006, 112, S. 171-177.
- Crutzen, P.J., Mosier, A.R. und Smith, K.A., Winiwarter, W. 2008.** N<sub>2</sub>O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 2008, 8, S. 389-395.
- Dalgaard, T., Halberg, N. und Porter, J.R. 2001.** A model for fossil energy use in Danish agriculture used to compare organic and conventional farming. *Agriculture Ecosystems & Environment*. 2001, 87, S. 51-65.
- Daniel, J., Schröder, G. und Majer, S., Müller-Langner, F. 2008.** *Energie- und Klimateffizienz ausgewählter Biomassekonversionspfade zur Kraftstoffproduktion*. Leipzig : Institut für Energetik und Umwelt, 2008. Endbericht des IE in Zusammenarbeit mit KWS.
- Daun, T. und Czernik, G. 2005.** Wärmegestehungskosten: Streitpunkt Wärmepreise: besser als ihr Ruf! *EuroHeat&Power*. 2005, Bd. 34. Jg, Heft 5. <http://www.est-essen.de/download/Streitpunkt%20Waermepreise.pdf>.
- DBFZ. 2009.** *Monitoring zur Wirkung des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG) auf die Entwicklung der Stromerzeugung aus Biomasse*. Leipzig : Deutsches Biomasse-Forschungs-Zentrum, März 2009. Zwischenbericht „Entwicklung der Stromerzeugung aus Biomasse 2008“. [http://www.erneuerbare-energien.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/zwischenber\\_mon\\_bio.pdf](http://www.erneuerbare-energien.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/zwischenber_mon_bio.pdf).
- Denker, S., Rose, S. und Volk, L. 2009.** Reifen und Deseffizienz. *Neue Landwirtschaft*. 2009, 6, S. 44-46.
- DIN EN ISO 14040. 2006.** Umweltmanagement-Ökobilanz-Grundsätze und Rahmenbedingungen. Berlin : Beuth-Verlag, 2006.
- DLG . 2010.** DLG Test Landwirtschaft. [Online] 2010. <http://www.dlg.org/landtechnik.html>.
- DMK. 2007.** Karte zum prozentualen Anteil der Maisanbaufläche an der Ackerfläche. [Online] 2007. [Zitat vom: 1.. Juni 2010.] [http://www.maiskomitee.de/upload/pdf/statistik/dateien\\_pdf/karte\\_prozentual\\_mais\\_08.pdf](http://www.maiskomitee.de/upload/pdf/statistik/dateien_pdf/karte_prozentual_mais_08.pdf).

- DMK. 2010.** Maisanbauflächen in Deutschland für die Jahre 2005 bis 2010 . [Online] 2010. [Zitat vom: 1. Juni 2010.] <http://www.maikomitee.de/web/intranetHomepages.aspx?hp=6885a8b5-1283-2ed0-68e1-65720ac9271a>.
- Döhler, H., Dämmgen, U. und Eurich-Menden, B., Haenel, H.D., Lüttich, M. 2008.** Klimarelevante Emissionen der deutschen Landwirtschaft unter Berücksichtigung des Bioenergieträgers Biogas. [Buchverf.] KTBL. *Ökologische und ökonomische Bewertung nachwachsender Energieträger*. Darmstadt : KTBL, 2008. Tagungsband.
- Dornburg, V., Termeer, G. und Faaij, A. 2005.** Economic and greenhouse gas emission analysis of bioenergy production using multi-product crops - case studies for the Netherlands and Poland. *Biomass and Bioenergy*. 2005, 28, S. 454-474.
- Doucha, J., Straka, F. und Livansky, K. 2005.** Utilization of flue gas for cultivation of microalgae (*Chlorella* sp.) in an outdoor open thin-layer photobioreactor. *Journal of Applied Phycology*. 2005, 17, S. 403–412.
- Douskova, I., Kastanek, F. und Maleterova, Y., Kastanek, P., Doucha, J., Zachleder, V. 2010.** Utilization of distillery stillage for energy generation and concurrent production of valuable microalgal biomass in the sequence: Biogas-cogeneration-microalgae-products. *Energy Conversion and Management*. 2010, 51, S. 606-611.
- EAW GmbH. 2009.** Wirtschaftlichkeitsbetrachtung einer Kraft-Wärme-Kälte-Kopplung. [Online] Energieanlagenbau Westenfild GmbH, 2009. [Zitat vom: 2. Februar 2010.] [http://www.eaw-energieanlagenbau.de/pdfs/wirtschaftlich\\_kwkk.pdf](http://www.eaw-energieanlagenbau.de/pdfs/wirtschaftlich_kwkk.pdf).
- Effenberger, M., Gronauer, A. und Bachmaier, J. 2006.** *Biogastechnologie zur umweltverträglichen Flüssigmistverwertung und Energiegewinnung in Wasserschutzgebieten*. LfL. München, 2006. Abschlussbericht.
- EU-RL-2009/28/EG. 2009.** Richtlinie 2009/28/EG des europäischen Parlaments und des Rates zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen. Straßburg, 2009.
- Fachverband Biogas e.V. 2009.** Biogas in der Landwirtschaft. [Online] Januar 2009. [Zitat vom: 15. März 2010.] [http://www.biogas.org/edcom/webfvb.nsf/id/DE\\_Biogas\\_i\\_d\\_Landwirtschaft/\\$file/Biogas%20in%20der%20Landwirtschaft\\_neu.pdf](http://www.biogas.org/edcom/webfvb.nsf/id/DE_Biogas_i_d_Landwirtschaft/$file/Biogas%20in%20der%20Landwirtschaft_neu.pdf).
- Feck, N. 2007.** *Monte-Carlo-Simulation bei der Lebenszyklusanalyse eines Hot-Dry-Rock-Heizwerkes*. Bochum : Ruhr-Universität Bochum, 2007. Dissertation, Schriftenreihe des Lehrstuhls für Energiesysteme und Energiewirtschaft.
- FNR. 2009.** Biogas: Basisdaten Deutschland. Gülzow : Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V., Oktober 2009. Faltblatt.
- FNR. 2008 a.** Biogas: Basisdaten Deutschland. Gülzow : Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V., Oktober 2008 a. Faltblatt.

- FNR. 2009 b.** *Biogasmessprogramm II*. Gülzow : Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe, 2009 b. ISBN: 978-3-9803927-8-5.
- FNR. 2005.** *Ergebnisse des Biogas-Messprogramms*. Gülzow : FNR, 2005.
- FNR. 2007.** *Handbuch Bioenergie Kleinanlagen*. Gülzow : FNR , 2007.
- FNR. 2006.** *Handreichung Biogasgewinnung und -nutzung*. Gülzow, 2006. ISBN: 3-00-014333-5.
- FNR. 2007 b.** *Leitfaden Bioenergie: Datensammlung: Planung, Betrieb und Wirtschaftlichkeit von Bioenergieanlagen*. Gülzow : Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe, 2007 b. ISBN 3-00-015389-6.
- FNR. 2010.** *Standortangepasste Anbausysteme für Energiepflanzen*. Gülzow, 2010. ISBN: 978-3-942147-02-6.
- FNR. 2008 b.** *Standortangepasste Anbausysteme für Energiepflanzen*. Gülzow, 2008 b. 978-3-942147-02-6.
- FNR. 2009 a.** *Studie: Einspeisung von Biogas in das Erdgasnetz*. Leipzig, 2009 a. ISBN 3-00-018346-9.
- FNR. 2008.** *Wege zum Bioenergieort: Leitfaden für eine eigenständige Wärme- und Stromversorgung auf Basis von Biomasse im ländlichen Raum*. Gülzow : Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe, 2008. ISBN 978-3-9803927-3-0.
- Fraunhofer UMSICHT. 2009.** *Verbundprojekt Biogaseinspeisung: Beseitigung technischer, rechtlicher und ökonomischer Hemmnisse bei der Erzeugung biogener Gase in das Erdgasnetz zur Reduzierung klimarelevanter Emissionen durch Aufbau und Anwendung einer georeferenzierten Datenbank*. Oberhausen, 2009.
- Frede, H.-G. [Hrsg.]. 2010.** *Abschlussbericht zum Transferbereich "Integrierte Evaluierung Energiepflanzenanbau" des Sonderforschungsbereichs 299 "Landnutzungskonzepte für periphere Regionen" der Deutschen Forschungsgemeinschaft*. Gießen, 2010.
- Freier, B. et al. 2007.** *Netz Vergleichsbetriebe Pflanzenschutz, Jahresbericht 2007*. Kleinmachnow : Julius Kühn-Institut, 2007.
- Frischknecht, R., Jungblut, N. und Althaus, H.J., Doka, G., Dones, R., Heck, T., Hellweg, S., Hischer, R., Nemecek, T., Rebitzer, G., Spielmann, M. 2005.** The ecoinvent Database: Overview and Methodological Framework. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 2005, Bd. 10, 1, S. 3-9.
- Fritsche, U.R. 2007.** *Treibhausgasemissionen und Vermeidungskosten der nuklearen, fossilen und erneuerbaren Strombereitstellung*. Darmstadt : Öko-Institut, 2007.
- Fritsche, U.R. und Rausch, L. 2008.** *Bestimmung spezifischer Treibhausgasemissionsfaktoren für Fernwärme*. Dessau-Roßlau : Umweltbundesamt, 2008. ISSN: 1862-4359.
- Fritsche, U.R. und Schmidt, K. 2008.** *Handbuch zu GEMIS 4.5*. [Hrsg.] Öko-Institut e.V. Darmstadt, Freiburg, Berlin, 2008.
- Fritsche, U.R. und Wiegmann, K. 2008.** *Treibhausgasbilanzen und kumulierter Primärenergieverbrauch von Bioenergie-Konversionspfaden unter Berücksichtigung möglicher*

*Landnutzungsänderungen*. Berlin : s.n., 2008. Externe Expertise für das WBGU-Hauptgutachten "Welt im Wandel: Zukunftsfähige Bioenergie und nachhaltige Landnutzung". ISBN 978-3-9396191-21-9.

**Fritsche, U.R., Gensch, C.O. und Jenseit, W., Hochfeld, C., Knies, S. 2001.** *GEMIS - Ein Computer-Instrument zur Umwelt - und Kostenanalyse von Energie-, Transport- und Stoffsystemen*. Darmstadt, Berlin, Freiburg : Öko-Institut, 2001.

**Fritsche, U.R., Jenseit, W. und Hochfeld, C. 1999.** Methodikfragen bei der Berechnung des kumulierten Energieaufwandes (KEA). [Hrsg.] Öko-Institut e.V. Darmstadt, Freiburg, Berlin, 1999.

**Gärtner, S., Münch, J. und Reinhardt, G., Vogt, R. 2008.** *Optimierungen für einen nachhaltigen Ausbau der Biogaserzeugung und -nutzung in Deutschland: Materialband E-Ökobilanzen*. IFEU. Heidelberg, Berlin, Darmstadt, Leipzig, 2008. BMU-Forschungsvorhaben.

**Gerber, M. 2009.** Ganzheitliche stoffliche und energetische Modellierung des Biogasbildungsprozesses. [Online] 2009. [Zitat vom: 23. März 2010.] Dissertation an der Ruhr Universität Bochum. <http://www-brs.ub.ruhr-uni-bochum.de/netahtml/HSS/Diss/GerberMandy/diss.pdf>.

**Goedkoop, M. und Spriensma, R. 2001.** *The eco-indicator 99: a damage oriented method for life cycle impact assesment*. Amersfoort : PRé Consultants B.V., 2001.

**Goedkoop, M., Müller-Wenk, R. und Mettier, T., Hungerbühler, K., Braunschweig, A., Klaus, T. 2000.** *Eco-indicator 99 - eine schadensorientierte Bewertungsmethode*. Zürich : Eidgenössische Technische Hochschule, 2000. ISBN 3-906734-0...-...

**Goense, D. 2008.** Energieeffizienter wirtschaften durch Precision Farming? [Buchverf.] KTBL. *Energieeffiziente Landwirtschaft*. Darmstadt : KTBL, 2008.

**Grawe, J. 2005.** Energieerntefaktoren bei der Erzeugung elektrischer Energie. [Online] TTI GmbH, 2005. <http://www.energie-fakten.de/html/erntefaktor.html>.

**Gruber, W. 2009.** Technische Weiterentwicklung im Biogasanlagenbau. *Die Landwirtschaft als Energieerzeuger*. Darmstadt : KTBL, 2009.

**Hartmann, K.J. 2006.** *Life-cycle-assessment of industrial scale biogas plants*. Göttingen , 2006. Dissertation.

**Heijungs, R. und Huijbregts, M.A.J. 2004.** A Review of Approaches to Treat Uncertainty in LCA. *iEMS conference*. 2004.

**Heijungs, R., Guinée, J.B. und Huppes, G., Lankreijer, R.M., Udo de Haes, H.A., Wegener-Sleeswijk, A. 1992.** *Environmental Life Cycle Assessment of products, Guide and Backgrounds*. Centre of Environmental Science (CML). Leiden : Leiden University, 1992.

**Hellebrand, H.J., Kern, J. und Scholz, V. 2003.** Long-term studies on greenhouse gas fluxes during cultivation of energy crops on sandy soils. *Atmospheric Environment*. 2003, Bd. 37, S. 1635-1644.

- Hendrickson, C., Horvath, A. und Joshi, S., Lave, L. 1998.** Economic Input-Output Models for Environmental Life-Cycle Assessment. *Environmental Science & Technology*. 1998, Bd. 32, 7, S. 184 A-191 A.
- Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. 2009.** *Energiebericht 2008 der hessischen Landesregierung*. Wiesbaden, August 2009.
- Hessisches Statistisches Landesamt. 2009.** *Energiebericht 2008 der Hessischen Landesregierung, Energiestatistischer Teil*. Wiesbaden : Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, August 2009.
- Hessisches Statistisches Landesamt und Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie. 2009.** *Treibhausgasbilanz für das Land Hessen - Bilanzjahr 2005*. s.l. : Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, 2009.
- Hishinuma, T., Kurishima, H. und Yang, C., Genchi, Y. 2008.** Using a life cycle assessment method to determine the environmental impacts of manure utilisation: biogas plant and composting systems. *Australian Journal of Experimental Agriculture*. 2008, 48, S. 89–92.
- Hitachi Power Europe GmbH. 2010.** [Online] 2010. [Zitat vom: 29. Januar 2010.] <http://www.hitachi-power.com/de/referenzen.html>.
- HLUG. 2009.** Umweltatlas Hessen: Naturräumliche Gliederung. [Online] 2009. [Zitat vom: 14. Mai 2010.] <http://atlas.umwelt.hessen.de/servlet/Frame/atlas/naturschutz/naturraum/texte/ngl-vw.htm>.
- Hochfeld, C., Jenseit, W. 1998.** Allokation in Ökobilanzen und bei der Berechnung des Kumulierten Energieaufwandes (KEA). [Online] April 1998. [Zitat vom: 25. Januar 2010.] <http://www.oeko.de/service/kea/dateien/kea-allokation.pdf>.
- Hölker, U. 2009.** Was leisten Zusatzstoffe & Hilfsmittel zur Optimierung der Biogasproduktion? [Buchverf.] FNR & KTBL [Hrsg.]. *Güzlöwer Fachgespräche: Tagungsband: Biogas in der Landwirtschaft - Stand und Perspektiven*. Güllow : FNR, 2009.
- Hopfner-Sixt, K., Amon, T. und Bauer, A., Kryvoruchko, V., Amon, B., Bodiroza, V., Ramusch, M., Hrbek, R., Friedel, J.K., Zollitsch, W., Boxberger, J. 2009.** Möglichkeiten zur Verbesserung der Gasausbeute aus Gärrohstoffen. [Online] 2009. [Zitat vom: 16. Oktober 2009.] [http://www.energytech.at/biogas/portrait\\_artikel-5.de.html](http://www.energytech.at/biogas/portrait_artikel-5.de.html).
- Huijbregts, M.A.J., Norris, G. und Bretz, R., Citroth, A., Maurice, B., von Bahr, B., Weidema, B., de Beaufort, A.S.H. 2001.** Framework for Modelling Data Uncertainty in Life Cycle Inventories. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 2001, Bd. 6, 3, S. 127-131.
- Hülsbergen, K.J. und Schmid, H. 2008.** Humusbilanzen und C-Kreisläufe in Betriebssystemen mit Bioenergieerzeugung. *Ökologische und ökonomische Bewertung nachwachsender Energieträger*. Darmstadt : KTBL, 2008.
- IFEU. 2008.** *Optimierungen für einen nachhaltigen Ausbau der Biogaserzeugung und -nutzung in Deutschland, Materialband E-Ökobilanzen*. Heidelberg, Berlin, Darmstadt, Leipzig, 2008. BMU Forschungsvorhaben.

**Institut für Energetik und Umwelt. 2005.** *Evaluierung der Möglichkeiten zur Einspeisung von Biogas in das Erdgasnetz.* Leipzig, 2005. Endbericht: Forschungsvorhaben im Auftrag der Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.

**IPCC.** NGGIP Publications, Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry, Tools for Estimation of Changes in Soil Carbon Stocks associated with management Changes in Croplands and Grazing Lands based on IPCC Default Data. [Online] Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). [Zitat vom: 19. Oktober 2009.] <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpplulucf/annex4a1.html>.

**IPCC. 2007.** *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge, New York : Cambridge University Press, 2007.

**IPCC. 2006.** *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Chapter 11: N<sub>2</sub>O Emissions from Managed Soils and CO<sub>2</sub> Emissions from Lime and Urea Application.* 2006.

**IPCC. 2003.** Tools for Estimation of Changes in Soil Carbon Stocks associated with management Changes in Croplands and Grazing Lands based on IPCC Default Data, in: Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. [Online] 2003. [Zitat vom: 21. Oktober 2009.] <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpplulucf/annex4a1.html>.

**ISSET, FNR, BMELV. 2008.** *Biogasaufbereitung zu Biomethan.* Kassel / Gülzow : ISSET e.V., 2008.

**Jenssen, T.K. und Kongshaug, G. 2003.** *Energy consumption and greenhouse gas emissions in fertiliser production.* York : The International Fertiliser Society, 2003. Proceedings No. 509.

**Jungkunst, H.F., Freibauer, A. und Neufeldt, H., Bareth, G. 2006.** Nitrous oxide emissions from agricultural land use in Germany—a synthesis of available annual field data. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science.* 2006, Bd. 169, 3, S. 341–351.

**Jury, C., Benetto, E. und Koster, D., Schmitt, B., Welfring, J. 2010.** Life Cycle Assessment of biogas production by monofermentation of energy crops and injection into the natural gas grid. *Biomass & Bioenergy.* 2010, 34, S. 54-66.

**Kägi, T., Freiermuth-Knuchel, R. und Nemecek, T., Gaillard, G. 2007.** Ökobilanz von Energiepflanzen. *Agarforschung.* 2007, Bd. 14, 10, S. 460-465.

**Kaltschmitt, M., Scholwin, F. und Hofmann, F., Plättner, A., Kalies, M., Lulies, S., Schröder, G. 2005.** *Analyse und Bewertung der Nutzungsmöglichkeiten für Biomasse, Untersuchung im Auftrag von BGW und DVGW.* Leibzig : Institut für Energetik und Umwelt gGmbH, 2005. Band 2.

**Kaltschmitt, M., Streicher, W. und Wiese, A. 2006.** *Erneuerbare Energien - Systemtechnik, Wirtschaftlichkeit, Umweltaspekte.* Berlin, Heidelberg : Springer-Verlag, 2006. ISBN-10 3-540-28204-1.

- Kavdir, Y., Hellebrand, H.J. und Kern, J. 2008.** Seasonal variations of nitrous oxide emission in relation to nitrogen fertilization and energy crop types in sandy soils. *Soil & Tillage Research*. 2008, S. 175-186.
- Keymer, U und Pahl, H. 2009.** *Wie viel dürfen Substrate - frei Eintrag - kosten?* München : Biogas Forum Bayern, 2009.
- Kleemann, M. 2009.** *Die Chancen von Biogas und Bioöl in einem nachhaltigen Wärmemarkt.* Beratungsbüro für Energieeffizienz und Umweltschutz. Bergheim, 2009. Studie im Auftrag der Arbeitsgruppe NaWaRo des BDH.
- Klocke, M., Nettmann, E. und Bergmann, I. 2009.** Mikrobielle Diversität in Biogasreaktoren bei der Vergärung von nachwachsenden Rohstoffen. [Buchverf.] FNR & KTBL [Hrsg.]. *Gülzower Fachgespräche: Tagungsband: Biogas in der Landwirtschaft: Stand und Perspektiven*. Gülzow : FNR [Hrsg.], 2009, Bd. 32.
- Koch, M. 2009.** *Ökologische und ökonomische Bewertung von Co-Vergärungsanlagen und deren Standortwahl.* Karlsruhe : Universitätsverlag Karlsruhe, 2009. ISBN: 978-3-86644-355-6.
- Kongshaug, G. 1998.** *Energy consumption and greenhouse gas emissions in fertilizer production.* Marrakech, Morocco : s.n., 1998.
- KSB AG. 2009.** Rührwerke in Biogasanlagen - Technik mit zentraler Bedeutung. [Buchverf.] FNR & KTBL. *Gülzower Fachgespräche, Tagungsband: Biogas in der Landwirtschaft - Stand und Perspektiven*. Weimar : FNR, 2009.
- KTBL. 2008.** *Betriebsplanung Landwirtschaft 2008/09.* Darmstadt, 2008. ISBN: 978-3-939371-66-3.
- KTBL. 2006.** *Energiepflanzen.* Darmstadt : s.n., 2006. ISBN: 10:3-939371-21-1.
- KTBL. 2007.** *Faustzahlen Biogas.* Darmstadt : KTBL-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup, 2007. ISBN: 978-3-939371-46-5.
- KTBL. 2005.** *Faustzahlen für die Landwirtschaft.* Darmstadt : KTBL-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup, 2005. ISBN: 3-7843-2194-1.
- KTBL. 2006.** *KTBL-Datensammlung "Betriebsplanung Landwirtschaft 2006/07".* Darmstadt : KTBL, 2006. ISBN: 3-939371-07-6.
- Küstermann, B., Wenske, K. und Hensel, G., Hülsbergen, K.-J. 2009.** Kohlenstoffkreisläufe landwirtschaftlicher Betriebssysteme und Inventur klimarelevanter Gase. [Buchverf.] C. Grimm und Hülsbergen K.-J. *Nachhaltige Landwirtschaft, Indikatoren, Bilanzierungsansätze, Modelle.* Berlin : Erich Schmidt Verlag, 2009.
- Landesbetrieb Landwirtschaft Hessen. 2009.** Biogasanlagen in Hessen. [Online] Mai 2009. [Zitat vom: 27. November 2009.] [http://www.hero-hessen.de/cms/upload/fachinformationen/Karte\\_BGA\\_Hessen\\_-\\_Mai\\_2009.pdf](http://www.hero-hessen.de/cms/upload/fachinformationen/Karte_BGA_Hessen_-_Mai_2009.pdf).
- Leick, B. 2003.** *Emission von Ammoniak (NH<sub>3</sub>) und Lachgas (N<sub>2</sub>O) von landwirtschaftlich genutzten Böden in Abhängigkeit von produktionstechnischen Maßnahmen.* Institut für Pflanzenernährung. Hohenheim : Universität Hohenheim, 2003. Dissertation.

**Lessner, A. 2010.** Tüftler-Connection: Das BCM-Verfahren der DGE GmbH taugt auch für kleine Einspeiseanlagen. *Erneuerbare Energien*. 2010, Bd. 20. Jahrgang, 5.

**LfL. 2006.** *Biogastechnologie zur umweltverträglichen Flüssigmistverwertung und Energiegewinnung in Wasserschutzgebieten*. Freising-Weihenstephan : Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, 2006. ISSN 1611-4159.

**LFL. 2008.** *Getreideganzpflanzensilage zur Biogaserzeugung*. München : Bayrische Landesanstalt für Landwirtschaft, 2008. LFL-Information.

**LfL. 2007.** *Leitfaden für die Düngung von Acker- und Grünland*. Bayrische Landesanstalt für Landwirtschaft. Freising-Weihenstephan : s.n., 2007. LfL-Informationen.

**LLH. 2009.** N-Düngebedarfsermittlung nach SBA . [Online] Landesbetrieb Landwirtschaft Hessen, 2009. [Zitat vom: 16.. April 2010.] <http://www.llh-hessen.de/landwirtschaft/pflanzenbau/sbadbe/sbadbe-start.htm>.

**Loibl, H. 2009.** Die Vergütungsregelungen des EEG 2009 für Biogasanlagen. *Die Landwirtschaft als Energieerzeuger*. Darmstadt : KTBL, 2009.

**Mähnert, P und Linke, B. 2009.** Kinetic study of biogas production from energy crops and animal waste slurry: Effect of organic loading rate and reactor size. *Environmental Technology*. 2009, Bd. 30, 1, S. 93–99.

**Majer, S. und Daniel, J. 2008.** Einfluss des Gülleanteils, der Wärmeauskopplung und der Gärrestabdeckung auf die Treibhausgasbilanz von Biogasanlagen. [Hrsg.] KTBL. *Ökologische und ökonomische Bewertung nachwachsender Energieträger*. Darmstadt : KTBL, 2008.

**Meersmans, J., et al. 2009.** Changes in organic carbon distribution with depth in agricultural soils in northern Belgium, 1960–2006. *Global Change Biology*. 2009, 15, S. 2739–2750.

**Menárd, M., Dones, R. und Gantner, U. 1998.** *Strommix in Ökobilanzen, Auswirkungen der Strommodellwahl für Produkt- und Betriebsökobilanzen*. [Hrsg.] Paul Scherrer Institut. Villingen, Schweiz, Dezember 1998. ISSN 1019-0643.

**Meul, M., Nevens, F. und Reheul, D., Hofman, G. 2007.** Energy use efficiency of specialised dairy, arable and pig farms in Flanders. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 2007, S. 135-144.

**Meyer, R., Grunwald, A. und Rösch, C., Sauter, A. 2007.** *Chancen und Herausforderungen neuer Energiepflanzen*. Berlin : Büro für Technikfolgen-Abschätzung beim deutschen Bundestag, 2007. Arbeitsbericht Nr. 121.

**Miller, S.A., Landis, A.E. und Theis, T.L. 2006.** Use of Monte Carlo Analysis to Characterize Nitrogen Fluxes in Agroecosystems. *Environmental Science & Technology*. 2006, 40, S. 2324-2332.

**Müller-Langer, F., Perimenis, A. und Brauer, S., Thrän, D., Kaltschmitt, M. 2008.** *Technische und Ökonomische Bewertung von Bioenergie-Konversionspfaden*. Berlin : WBGU, 2008. Expertise für das WBGU-Hauptgutachten „Welt im Wandel: Zukunftsfähige Bioenergie und nachhaltige Landnutzung“. Zugriff: 18.01.2010. [http://www.wbgu.de/wbgu\\_jg2008\\_ex06.pdf](http://www.wbgu.de/wbgu_jg2008_ex06.pdf).

- NABU. 2010.** Maisanbau 2005-2009. [Online] März 2010. [Zitat vom: 1. Juni 2010.] <http://www.nabu.de/themen/landwirtschaft/biomasse/05971.html>.
- Nizami, A.S., Korres, N. und Murphy, J.D. 2009.** Review of the Integrated Process for the Production of Grass Biomethane. *Environmental Science & Technology*. 2009, Bd. 43, 22, S. 8496-8508.
- Notten, P. und Petrie, J. 2004.** An integrated Approach to Uncertainty Assessment in LCA. [Buchverf.] C. Bauer, et al. *Proceedings of the International Workshop on Quality of Life Cycle Inventory (LCI) Data*. Karlsruhe : Forschungszentrum Karlsruhe, 2004.
- O'Sullivan, M., Edler, D. und Ottmüller, M., Lehr, U. 2010.** *Kurz- und langfristige Auswirkungen des Ausbaus der erneuerbaren Energien auf den deutschen Arbeitsmarkt, zweiter Bericht zur Bruttobeschäftigung*. Berlin : Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2010. FKZ 0325042.
- Ökobit GmbH. 2008.** Technische Dokumentation HSE Biogasanlage. 2008.
- Öko-Institut. 2010.** Der KEA und die "energetische Amortisationsdauer". [Online] 2010. [Zitat vom: 26. April 2010.] <http://www.oeko.de/service/kea/amortisation.htm>.
- Öko-Institut. 2008.** Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme (GEMIS) Version 4.5. Darmstadt : s.n., 2008. Internet-release auf [www.gemis.de](http://www.gemis.de).
- Osterburg, B., Nitsch, H. und Laggner, B., Roggendorf, W. 2009.** *Auswertung von Daten des integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystems zur Abschätzung von Wirkungen der EU-Agrarreform auf Umwelt und Landschaft*. Braunschweig : vTI, 2009. Arbeitsberichte aus der vTI Agrarökonomie.
- PatentDE. 2007.** PatentDE. [Online] 2007. [Zitat vom: 13. April 2010.] <http://www.patent-de.com/20070426/DE202006018157U1.html>.
- Pehnt, M. Militz, E. 2007.** Erneuerbare Energien in Deutschland- Stand und Perspektiven. [Online] 2007. [Zitat vom: 26. Januar 2010.] [http://www.oscar.de/archiv/2007\\_01/newsletter/nl\\_energEmiss\\_erneuerbareEnergien.pdf](http://www.oscar.de/archiv/2007_01/newsletter/nl_energEmiss_erneuerbareEnergien.pdf).
- Pehnt, M. und Vogt, R. 2007.** *Biomasse und Effizienz, Vorschläge zur Erhöhung der Energieeffizienz von §8 und §7- Anlagen im Erneuerbare-Energien-Gesetz*. Heidelberg : IFEU, 2007.
- Pertl, A., Mostbauer, P. und Obersteiner, G. 2010.** Climate balance of biogas upgrading systems. *Waste Management*. 2010, 30, S. 92-99.
- Plöchl, M., Zacharias, H. und Herrmann, C., Heiermann, M., Prochnow, A. 2009.** Influence of silage additives on biogas yield and economical performance of selected feedstock. *Agricultural Engineering International: the CIGR Ejournal*. 2009, Bd. XI, Manuscript 1123.
- Ploechl, M., Heiermann, M. und Linke, B., Schelle, H. 2009.** Biogas Crops - Part II: Balance of Greenhouse Gas Emissions and Energy from Using Field Crops for Anaerobic Digestion. *Agricultural Engineering International: the CIGR Ejournal*. 2009, Bd. XI, Manuscript Number 1086.
- Preuß, T. 2009.** Fortschritt auf der Kriechspur. *DLG-Mitteilungen*. 2009, 10, S. 15-18.

**Prochnow, A., Heiermann, M. und Plöchl, M., Linke, B., Idler, C., Amon, T., Hobbs, P.J. 2009.** Bioenergy from permanent grasslands - A review: 1. Biogas. *Bioresource Technology*. 2009, Bd. 100, S. 4931-4944.

**Rauh, S., Berenz, S. und Heißenhuber, A. 2007.** *Abschätzung des unternehmerischen Risikos beim Betrieb einer Biogasanlage mit Hilfe der Monte-Carlo-Methode*. Freising/Weihenstephan : s.n., 2007. Paper über die Präsentation auf der 47. GEWISOLA Konferenz.

**Richter, U. 2008.** Biogasaufbereitung mit der Druckwasserwäsche. [Buchverf.] Tagungsband. [Hrsg.] Institut für solare Energieversorgungstechnik Verein an der Universität Kassel e.V. (ISET). *Biogasaufbereitung zu Biomethan*. 2008.

**Richtlinie 2004/8/EG. 2004.** Richtlinie über die Förderung einer am Nutzwärmebedarf orientierten Kraft-Wärme-Kopplung im Energiebinnenmarkt und zur Änderung der Richtlinie 92/42/EWG. 11. Februar 2004. URL: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2004:052:0050:0060:DE:PDF>, Zugriff: 25.1.2010.

**Roedl, A. 2008.** Netzwerk Lebenszyklusdaten. [Online] 2008. [Zitat vom: 23. Januar 2009.] <http://www.netzwerk-lebenszyklusdaten.de/cms/webdav/site/lca/shared/Veranstaltungen/2008LcaWerkstatt/Session1-Roedl.pdf>.

**Röhricht, C., Freydank, S. und Schröder, S. 2009.** *Entwicklung und Optimierung von standortangepassten Anbausystemen für Energiepflanzen im Fruchtfolgeregime auf D-Südstandorten*. Dresden : Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Sachsen, 2009. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie.

**Rostalski, K. 2009.** Rührwerke in Biogasanlagen - Technik mit zentraler Bedeutung. [Buchverf.] FNR [Hrsg.] KTBL. *Tagungsband "Biogas in der Landwirtschaft - Stand und Perspektiven*. Gülzow : FNR, 2009, Bd. 32.

**Runte, O. 2006.** *Regeneratives Energiepotential in Südhessen*. Darmstadt : HSE, 2006.

**Saling, P. und Kölsch, D. 2008.** Ökobilanzierung: Energieverbräuche und CO<sub>2</sub>-Emissionen von Pflanzenschutzmitteln. [Buchverf.] KTBL. *Energieeffiziente Landwirtschaft*. Darmstadt : KTBL, 2008.

**Schiermann, T. 2004.** *Untersuchungen zur Variabilität und Kausalität des potentiellen Nitrataustrages beim Anbau von Zea mays in Deutschland*. Göttingen : Universität Göttingen, 2004. Dissertation.

**Schneider, M. 2009.** Prämienansprüche nicht aufs Spiel setzen. [Online] Bayrisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Amt für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Ansbach, 2009. [Zitat vom: 19. Oktober 2009.] <http://www.alf-an.bayern.de/pflanzenbau/15424/index.php>.

**Scholwin, F., Michel, J. und Schröder, G., Kalies, M. 2006.** *Ökologische Analyse einer Biogasnutzung aus nachwachsenden Rohstoffen*. Leipzig : Institut für Energetik und Umwelt, 2006. Endbericht FKZ:22014303 (03NR143).

**Schwaiger, K. 1996.** *Ganzheitliche energetische Bilanzierung der Energiebereitstellung (GaBiE): Teil 1, Allgemeiner Teil*. Forschungsstelle für Energiewirtschaft. München, 1996.

- Searchinger, T., Heimlich, R. und Houghton, R.A., Dong, F., Elobeid, A. 2008.** Use of U.S. Croplands for Biofuels Increases Greenhouse Gases Through Emissions from Land-Use Change. *Science*. 29. Februar 2008, 319.
- SFB 299. 2009.** Landnutzungskonzepte für periphere Regionen, Abschlussbericht 1997 - 2008. Gießen : Justus-Liebig-Universität Gießen, 2009.
- Sheridan, P. 2010.** *Das Landnutzungsmodell ProLand -- Erweiterungen, Operationalisierungen, Anwendungen*. Gießen : Dissertation, 2010. PhD-Thesis. in Vorbereitung.
- SimLab 2.2. 2004.** Software for Uncertainty and Sensitivity Analysis. *Reference Manual*. s.l. : POLIS-JRS-ISIS, 2004.
- Smith, P., Martino, D und Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, B., Sirotenko, O. 2007.** Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. [Buchverf.] IPCC. In *Climate Change 2007: Mitigation, Chapter 8: Agriculture*. Cambridge, New York : Cambridge University Press, 2007.
- Staiß, F. 2007.** *Jahrbuch Erneuerbare Energien* . Stuttgart : Biebertstein-Verlag, Radebeul, 2007. ISBN: 3-927656-19-4.
- Strom, D.J. und Stansbury, P.S. 2000.** Determining Parameters of Lognormal Distribution from Minimal Information. *American Industrial Hygiene Association Journal*. 2000, 61, S. 877-880.
- Tassius, V. 2010.** *Nährstoff- und Schadstoffbilanzen bei der landwirtschaftlichen Verwertung von Biogasgärresten*. Gießen : Justus-Liebig-Universität Gießen, 2010.
- TFZ. 2009.** Wirtschaftliche Aspekte eines BHKW. [Online] Technologie und Förderzentrum, Bayrisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 2009. [Zitat vom: 2. Februar 2010.] <http://www.tfz.bayern.de/biokraftstoffe/16710/>.
- TLL. 2009.** *Merkblatt: Ermittlung des N-Düngebedarfes im Landwirtschaftsbetrieb nach der Stickstoff-Bedarfs-Analyse (SBA-Landwirt / SBA-L)*. Jena : Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, 2009.
- Toews, T. 2009.** Auch längere Wege lohnen. *DLG-Mitteilungen*. 2009, 10, S. 38-41.
- Toews, T. 2007.** Bremsen die Transportkosten große Biogasanlagen aus? *Lohnunternehmen*. Spezial Agrologistik, 2007, Bd. 9, S. 34-37.
- Tuomisto, H.L. und Helenius, J. 2008.** Comparison of energy and greenhouse gas balances of biogas with other transport biofuel options based on domestic agricultural biomass in Finland. *Agricultural and Food Science*. 2008, 17, S. 240-251.
- Tzilivakis, J., Warner, D.J. und May, M., Lewis, K.A., Jaggard, K. 2005.** An Assessment of the energy inputs and greenhouse gas emissions in sugar beet (*Beta vulgaris*) production in the UK. *Agricultural systems*. 2005, S. 101-119.
- UBA. 2007.** *Externe Kosten kennen - Umwelt besser schützen: Die Methodenkommision zur Schätzung externer Kosten am Beispiel Energie und Verkehr*. Dessau-Roßlau : Umweltbundesamt, 2007.

- Uppenkamp, N. und Fröba, N. 2008.** Optionen zur Kraftstoffeinsparung im Pflanzenbau. [Buchverf.] KTBL. *Energieeffiziente Landwirtschaft*. Darmstadt : KTBL, 2008.
- Urban, W. 2009 a.** Biogaseinspeisung in das Erdgasnetz:neueste Marktentwicklungen im Bereich Gasaufbereitung und Netzeinspeisung. [Buchverf.] FNR & KTBL [Hrsg.]. *Gülzower Fachgespräche, Tagungsband „Biogas in der Landwirtschaft- Stand und Perspektiven“*. Gülzow : FNR & KTBL , 2009 a.
- Urban, W., Girod, K. und Lohmann, H. 2009.** *Technologien und Kosten der Biogasaufbereitung und Einspeisung in das Erdgasnetz: Ergebnisse der Markterhebung 2007/2008*. [Hrsg.] Fraunhofer UMSICHT. Version 4.16, Oberhausen, 3. März 2009.
- VDI. 1998.** Kumulierter Energieaufwand - Begriffe, Definitionen, Berechnungsmethoden. *VDI-Richtlinie 4600*. Berlin : Beuth-Verlag, 1998.
- Venterea, R.T., Burger, M. und Spokas, K.A. 2005.** Nitrogen Oxide and Methane Emissions under Varying Tillage. *Journal of Environmental Quality*. 2005, 34.
- Vogler, G., Pfeifroth, P. 2009.** Ökonomische Untersuchung der Fernwärmeabnehmerstruktur mit Geothermie. [Online] Forschungsstelle für Energiewirtschaft e.V., 2009. [Zitat vom: 2. Februar 2010.] <http://www.ffe.de/taetigkeitsfelder/ganzheitliche-energie-emissions-und-kostenanalysen/275>.
- Vogt, R. 2008.** *Basisdaten zu THG-Bilanzen für Biogas-Prozessketten und Erstellung neuer THG-Bilanzen*. Heidelberg : IFEU, 2008.
- vTI. 2009.** *Erfassung, Bewertung und Minderung von Treibhausgasemissionen des deutschen Agrar- und Ernährungssektors*. vTI. Braunschweig, Hamburg, Trenthorst : Johann-Heinrich von Thünen Institut, 2009. Arbeitsberichte aus der vTI-Agrarökonomie.
- Wagner, U., Geiger, B., Brückl,O., Roth, H.,Tzscheuschler, P. 2004.** CO<sub>2</sub>-Vermeidungskosten im Kraftwerksbereich,bei den erneuerbaren Energien sowie bei nachfrageseitigen Energieeffizienzmaßnahmen. [Online] 2004. [Zitat vom: 26. Januar 2010.] <http://www.bmwi.de/BMWi/Redaktion/PDF/Publikationen/Studien/co2-vermeidungskosten-im-kraftwerksbereich-bei-den-erneuerbaren-energien,property=pdf,bereich=bmwi,sprache=de,rwb=true.pdf>.
- Wang, H., Tolvanen, K. und Lehtoma, A., Puhakka, J., Rintala, J. 2010.** Microbial community structure in anaerobic co-digestion of grass silage and cow manure in a laboratory continuously stirred tank reactor. *Biodegradation*. 2010, 21, S. 135-146.
- WBA. 2007.** Nutzung von Biomasse zur Energiegewinnung: Empfehlungen an die Politik. [Online] 2007. [Zitat vom: 2. Februar 2010.] <http://www.bmelv.de/cae/servlet/contentblob/382594/publicationFile/23017/GutachtenWBA.pdf;jsessionid=2F7977CC86E737EE2D9CC23DCB6DED58>.
- WBGU. 2008.** *Welt im Wandel: Zukunftsfähige Bioenergie und nachhaltige Landnutzung*. Berlin : Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen , 2008.

- Weidema, B., Fress, N. und Petersen, E.H., Olgard, H. 2003.** *Reducing uncertainty in LCI, Developing a Data Collection Strategy.* s.l. : Danish Environmental Protection Agency, 2003. Environmental Project No. 8622003.
- Weidema, B.P. 1998.** Multi-User Test of the Data Quality Matrix for Product Life Cycle Inventory Data. *The International Journal of Life Cycle Assessment.* 1998, Bd. 3, 5, S. 259-265.
- Weiland, P. 2003.** Biologie der Biogaserzeugung. [Online] 2003. [Zitat vom: 22. März 2010.] [http://www.biogas-infoboard.de/pdf/Biologie\\_der\\_Biogaserzeugung.pdf](http://www.biogas-infoboard.de/pdf/Biologie_der_Biogaserzeugung.pdf).
- Wiegmann, K. und Fritsche, U.R. 2008.** Energetische Bilanz der Bioenergieerzeugung. [Hrsg.] KTBL. *Ökologische und ökonomische Bewertung nachwachsender Energieträger.* Darmstadt : s.n., 2008.
- Williams, E.J., Hutchinson, G.L. und Fehsenfeld, F.C. 1992.** NO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from Soil. *Global Biogeochemical Cycles.* 1992, 6, S. 351-388.
- Wissel, S., Rath-Nagel, S. und Blesl, M., Fahl, U., Voß, A. 2008.** *Stromerzeugungskosten im Vergleich.* Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Universität Stuttgart. Stuttgart : s.n., 2008. Bericht Nr.4.
- Wood, S. und Cowie, A. 2004.** *A Review of Greenhouse Gas Emission Factors for Fertiliser Production.* Research and Development Division, State Forests of New South Wales, Cooperative Research Centre for Greenhouse Accounting. 2004. IEA Bioenergy Task 38.
- Wuppertal Institut für Klima Umwelt Energie. 2005.** *Analyse und Bewertung der Nutzungsmöglichkeiten von Biomasse: Band 1: Gesamtergebnisse und Schlussfolgerungen.* 2005.
- Yu, S. und Tao, J. 2009.** Simulation based life cycle assessment of energy efficiency of biomass-based ethanol fuel from different feedstocks in China. *Energy.* 2009, 34, S. 476-484.

## 10 Anhang

### Anhang 1: Außenwirtschaftsverfahren Silomais

Häufigkeit	Zeitraum	Arbeitsschritt
1,2	Okt 02	Bodenprobe: Entnahmeggerät am Quad, Fahrten mit Quad
2	Nov 01	PK-Dünger: Radlader mit Mineraldüngerschaufel, 68 kW
2	Nov 01	PK-Dünger: 8,0 m <sup>3</sup> , Anhängeschleuderstreuer, 83 kW
1	Okt 02	Pflügen mit Aufsatteldrehpflug: 7 Schare, 2,45 m, 120 kW
1	Apr 01	Gärrest ausbringen, ab Hof mit Pumptankwagen: 12 m <sup>3</sup> , 120 kW
1	Apr 01	Eggen mit Saatbettkombination, aufgesattelt 8,0 m, 120 kW
1	Apr 02	Einzelkornsaat von Mais: 12 Reihen, 9,0 m, 67 kW
1	Apr 02	Wasser-Transport: 7 m <sup>3</sup> Tankanhänger, 83 kW
1	Apr 02	Herbizidmaßnahme ab Feld: Anhängepflanzenschutzspritze, 24 m, 3000 l, 67 kW
1	Mai 01	Unkrautbonitur: Visuelle Bonitur; Fahrten mit Pickup
1	Mai 01	Wasser-Transport: 7 m <sup>3</sup> Tankanhänger, 83 kW
1	Mai 01	Herbizidmaßnahme ab Feld: Anhängepflanzenschutzspritze, 24 m, 3000 l, 67 kW
1	Mai 02	Bestandesbonitur: Visuelle Bonitur; Fahrten mit Pickup
1	Jun 02	Mineraldüngertransport: Frontlader mit Mineraldüngerschaufel, Traktor 67 kW
1	Jun 02	Mineraldüngertransport: 10 (7,5) t, Dreiseitenkippanhänger, 67 kW
1	Jun 02	Mineraldüngertransport: Überladen mit Schnecke
1	Jun 02	Kalkammonsalpeter (27% N) ab Feld streuen: loser Dünger 1,5 m <sup>3</sup> , Anbauschleuderstreuer, 83 kW
1	Sep 02	Silomais häckseln mit Selbstfahrer: sechsreihig, 250 kW Selbstfahrer
1	Sep 02	Doppelzug je 10 (5) t, Dreiseitenkippanhänger, 67 kW
1	Sep 02	Radlader mit Leichtgutschaufel 13,5 t, 105 kW
1	Sep 02	Maissilage; Flachsilo 50x11x4 m; 2475m <sup>3</sup> Lagern von Silagen mit Baukosten
1	Sep 02	Silomais aus Flachsilo in Biogasanlage bringen: Radlader, 67 kW mit Schneidzange 2,0 m <sup>3</sup>
0,33	Okt 01	Kalk ab Feld streuen: Radlader mit Mineraldüngerschaufel, 68 kW
0,33	Okt 01	Kalk ab Feld streuen: 8,0 m <sup>3</sup> , Anhängeschleuderstreuer, 67 kW
1	Okt 01	Eggen mit Scheibenegge: schräg (30°) 4,0 m, 120 kW

## Anhang 2: Außenwirtschaftsverfahren Dauergrünland

Häufigkeit	Zeitraum	Arbeitsschritt
0,25	SEP2	Bodenprobe: Entnahmeggerät am Quad, Fahrten mit Quad
0,25	OKT1	Pflügen mit Aufsatteldrehpflug 7 Schare, 2,45 m, 83 kW
0,25	OKT1	Säen von Grassamen: Klee gras mit Kreiselegge und Sämaschine 4,0 m, 67 kW
0,25	OKT1	Walzen Saatbett oder Ansaat, 12,25 m, 83 kW
1,00	MRZ1	Gärrest ausbringen: ab Hof mit Pumptankwagen, Schleppschuh 12 m <sup>3</sup> , 4,5 m, ab Hof, 120 kW
0,33	MRZ1	Kali-Dünger (40 % K <sub>2</sub> O) ab Feld streuen: loser Dünger, 1,5 m <sup>3</sup> , Anbauschleuderstreuer, 83 kW
0,50	MRZ2	Walzen Grünland, 7,0 m, 83 kW
0,50	MRZ2	Striegeln, 15 m, 83 kW
0,50	MRZ2	Übersaat von Gras pneum. mit Striegel, 9,0 m, 67 kW
1,00	MAI2	Mähen mit Mähaufbereiter, 4 m angehängt, 83 kW
1,00	MAI2	Wenden mit Kreiselzettwender, 8,5 m, 67 kW
1,00	MAI2	Schwaden mit Zweikreiselmittenschwader, 8,5 m, 67 kW
1,00	MAI2	Anwelkgut bergen - Feldhäcksler, 250 kW Selbstfahrer
1,00	MAI2	Doppelzug je 10 (6) t, Dreiseitenkippanhänger, 83 kW
1,00	MAI2	Radlader mit Leichtgutschaufel 13,5 t, 105 kW
1,00	MAI2	Grassilage; Flachsilo 50x11x4 m; 2475m <sup>3</sup> , Lagern von Silagen
1,00	MAI2	Gärrest ausbringen: ab Hof mit Pumptankwagen, Schleppschuh, 12 m <sup>3</sup> , 4,5 m, ab Hof, 120 kW
1,00	JUN2	Mähen mit Mähaufbereiter, 4 m angehängt, 83 kW
1,00	JUN2	Wenden mit Kreiselzettwender, 8,5 m, 67 kW
1,00	JUN2	Schwaden mit Zweikreiselmittenschwader, 8,5 m, 67 kW
1,00	JUN2	Anwelkgut bergen – Feldhäcksler, 250 kW Selbstfahrer
1,00	JUN2	Doppelzug je 10 (6) t, Dreiseitenkippanhänger, 83 kW
1,00	JUN2	Radlader mit Leichtgutschaufel 13,5 t, 105 kW
1,00	JUN2	Grassilage; Flachsilo 50x11x4 m; 2475m <sup>3</sup> , Lagern von Silagen
1,00	JUN2	Gärrest ausbringen, ab Hof mit Pumptankwagen, Schleppschuh, 12 m <sup>3</sup> , 4,5 m, ab Hof, 120 kW
1,00	JUL2	Mähen mit Mähaufbereiter, 4 m angehängt, 83 kW
1,00	JUL2	Wenden mit Kreiselzettwender, 8,5 m, 67 kW
1,00	JUL2	Schwaden mit Zweikreiselmittenschwader, 8,5 m, 67 kW
1,00	JUL2	Anwelkgut bergen – Feldhäcksler 250 kW Selbstfahrer
1,00	JUL2	Doppelzug je 10 (6) t, Dreiseitenkippanhänger, 83 kW
1,00	JUL2	Radlader mit Leichtgutschaufel 13,5 t, 105 kW
1,00	JUL2	Grassilage; Flachsilo 50x11x4 m; 2475m <sup>3</sup> , Lagern von Silagen
1,00	SEP2	Grassilage aus Flachsilo in Biogasanlage bringen: Radlader, 67 kW mit Schneidzange 2,0 m <sup>3</sup>

## Anhang 3: Außenwirtschaftsverfahren Winterroggen GPS

Häufigkeit	Zeitraum	Arbeitsschritt
0,20	SEP1	Bodenprobe: Entnahmegerät am Quad, Fahrten mit Quad
1,00	SEP2	Pflügen mit Aufsatteldrehpflug: 7 Schare, 2,45 m, 83 kW
1,00	OKT1	Eggen mit Saatbettkombination, aufgesattelt 8,0 m, 83 kW
1,00	OKT2	Saatguttransport Radlader mit Getreideschaufel, 68 kW
1,00	OKT2	10 (7,5) t, Dreiseitenkippanhänger, 120 kW
1,00	OKT2	Überladen mit Schnecke
1,00	OKT2	Säen von Winterroggen, -triticale mit Sämaschine 6,0 m, 67 kW
1,00	OKT2	Unkrautbonitur Visuelle Bonitur; Fahrten mit Pickup
1,00	OKT2	Wasser-Transport 7 m <sup>3</sup> Tankanhänger, 83 kW
1,00	OKT2	Herbizidmaßnahme ab Feld: Anhängerpflanzenschutzspritze, 24 m, 3000 l, 67 kW
1,00	FEB1	Gärrest ausbringen, ab Hof mit Pumptankwagen, Schleppschlauch 12 m <sup>3</sup> , 12 m, 120 kW
1,00	FEB2	Bestandesbonitur Visuelle Bonitur; Fahrten mit Pickup
1,00	JUN2	GPS Ernte und Einlagerung 5,2 m, 250 kW Selbstfahrer
1,00	JUN2	Häckselgutwagen 40 m <sup>3</sup> (14 t), 120 kW
1,00	JUN2	Radlader mit Leichtgutschaufel, 13,5 t, 105 kW
1,00	JUN2	Getreide-GPS; Flachsilo 50x11x4 m; 2475m <sup>3</sup> , Lagern von Silagen
1,00	AUG1	Getreide-Ganzpflanzensilage aus Flachsilo in Biogasanlage bringen: Radlader, 67 kW mit Schneidzange 2,0 m <sup>3</sup>
0,33	JUL1	Kalk ab Feld streuen: Radlader mit Mineraldüngerschaufel, 68 kW
0,33	JUL1	8,0 m <sup>3</sup> , Anhängeschleuderstreuer, 67 kW
1,00	JUL1	Eggen mit Scheibenegge, schräg (30°) 4,0 m, 83 kW
1,00	AUG1	Eggen mit Scheibenegge, schräg (30°) 4,0 m, 83 kW

## Anhang 4: Außenwirtschaftsverfahren Winterweizen GPS

Häufigkeit	Zeitraum	Arbeitsschritt
0,20	SEP1	Bodenprobe Entnahmeggerät am Quad, Fahrten mit Quad
1,00	SEP1	PK-Dünger ab Hof streuen, loser Dünger Radlader mit Mineraldüngerschaukel, 68 kW
1,00	SEP1	8,0 m <sup>3</sup> , Anhängeschleuderstreuer, 83 kW
1,00	SEP2	Pflügen mit Aufsatteldrehpflug 7 Schare, 2,45 m, 120 kW
1,00	OKT1	Eggen mit Saatbettkombination, aufgesattelt 8,0 m, 120 kW
1,00	OKT2	Saatguttransport Radlader mit Getreideschaukel, 68 kW
1,00	OKT2	10 (7,5) t, Dreiseitenkippanhänger, 120 kW
1,00	OKT2	Überladen mit Schnecke
1,00	OKT2	Säen von Winterweizen, Ackerbohnen, Erbsen mit Sämaschine 6,0 m, 67 kW
1,00	OKT2	Unkrautbonitur Visuelle Bonitur; Fahrten mit Pickup
1,00	OKT2	Wasser-Transport 7 m <sup>3</sup> Tankanhänger, 83 kW
1,00	OKT2	Herbizidmaßnahme ab Feld Anhängepflanzenschutzspritze, 24 m, 3000 l, 67 kW
1,00	FEB1	Gärrest ausbringen, ab Hof mit Pumptankwagen, Schleppschlauch 12 m <sup>3</sup> , 12 m, 120 kW
1,00	FEB2	Bestandesbonitur Visuelle Bonitur; Fahrten mit Pickup
1,00	FEB2	Mineraldüngertransport, loser Dünger Frontlader mit Mineraldüngerschaukel, Traktor 67 kW
1,00	FEB2	10 (7,5) t, Dreiseitenkippanhänger, 67 kW
1,00	FEB2	Überladen mit Schnecke
1,00	FEB2	Kalkammonsalpeter (27% N) ab Feld streuen, loser Dünger 1,5 m <sup>3</sup> , Anbauschleuderstreuer, 83 kW
1,00	JUN2	GPS Ernte und Einlagerung 5,2 m, 250 kW Selbstfahrer
1,00	JUN2	Häckselgutwagen 40 m <sup>3</sup> (14 t), 120 kW
1,00	JUN2	Radlader mit Leichtgutschaukel, 13,5 t, 105 kW
1,00	JUN2	Getreide-GPS; Flachsilo 50x11x4 m; 2475m <sup>3</sup> Lagern von Silagen mit Baukosten
1,00	AUG1	Getreide-Ganzpflanzensilage aus Flachsilo in Biogasanlage bringen Radlader, 67 kW mit Schneidzange 2,0 m <sup>3</sup>
0,33	JUL1	Kalk ab Feld streuen Radlader mit Mineraldüngerschaukel, 68 kW
0,33	JUL1	8,0 m <sup>3</sup> , Anhängeschleuderstreuer, 67 kW
1,00	JUL1	Eggen mit Scheibenegge, schräg (30°) 4,0 m, 120 kW
1,00	AUG1	Eggen mit Scheibenegge, schräg (30°) 4,0 m, 120 kW

## Anhang 5: Außenwirtschaftsverfahren Zuckerrübe

Häufigkeit	Zeitraum	Arbeitsschritt
0,20	SEP2	Bodenprobe Entnahmeggerät am Quad, Fahrten mit Quad
1,00	OKT1	PK-Dünger ab Hof streuen, loser Dünger Radlader mit Mineraldüngerschaukel, 68 kW
1,00	OKT1	8,0 m <sup>3</sup> , Anhängeschleuderstreuer, 83 kW
1,00	OKT2	Pflügen mit Aufsatteldrehpflug 7 Schare, 2,45 m, 83 kW
1,00	MRZ1	Kalkammonsalpeter (27% N) ab Feld streuen, loser Dünger 4,0 m <sup>3</sup> , Anhängeschleuderstreuer, 83 kW
1,00	MRZ1	Eggen mit Saatbettkombination, aufgesattelt 8,0 m, 83 kW
1,00	MRZ2	Einzelkornsaat von Zuckerrüben 18 Reihen, 9,0 m, 67 kW
1,00	MRZ2	Unkrautbonitur Visuelle Bonitur; Fahrten mit Pickup
1,00	MRZ2	Wasser-Transport 7 m <sup>3</sup> Tankanhänger, 83 kW
1,00	MRZ2	Herbizidmaßnahme ab Feld Anhängepflanzenschutzspritze, 24 m, 3000 l, 67 kW
1,00	MAI2	Wasser-Transport 7 m <sup>3</sup> Tankanhänger, 83 kW
1,00	MAI2	Herbizidmaßnahme ab Feld Anhängepflanzenschutzspritze, 24 m, 3000 l, 67 kW
1,00	SEP2	Zuckerrüben roden sechsreihig, 300 kW Selbstfahrer, 24 m <sup>3</sup>
1,00	SEP2	Zuckerrüben von Miete auf LKW mit 26 t laden: Reinigungslader, 200 kW Selbstfahrer
1,00	SEP2	Zuckerrüben von Miete zum Kunden transportieren: Doppelzug 18 (12,5) t, Dreiseitenkippanhänger, 120 kW
0,33	OKT1	Kalk ab Feld streuen: Radlader mit Mineraldüngerschaukel, 68 kW
0,33	OKT1	8,0 m <sup>3</sup> , Anhängeschleuderstreuer, 67 kW
1,00	OKT1	Eggen mit Scheibenegge, schräg (30°)4,0 m, 83 kW

**Anhang 6: Überblick über alle 42 Varianten, die zur Ableitung der Schätzfunktionen verwendet wurden.**

Kombinations- Nr.	Schlaggröße [ha]	Ertrag [t FM/ha]	Entfernung (Hof-Feld) [km]
1	1	Hoch	1
2	1	Hoch	2
3	1	Hoch	4
4	1	Hoch	10
5	1	Mittel	1
6	1	Mittel	2
7	1	Mittel	4
8	1	Mittel	10
9	1	Niedrig	1
10	1	Niedrig	2
11	1	Niedrig	4
12	1	Niedrig	10
13	2	Hoch	1
14	2	Hoch	2
15	2	Hoch	4
16	2	Hoch	10
17	2	Mittel	1
18	2	Mittel	2
19	2	Mittel	4
20	2	Mittel	10
21	2	Niedrig	1
22	2	Niedrig	2
23	2	Niedrig	4
24	2	Niedrig	10
25	5	Hoch	1
26	5	Hoch	2
27	5	Hoch	4
28	5	Hoch	10
29	5	Mittel	4
30	5	Niedrig	4
31	10	Hoch	1
32	10	Hoch	2
33	10	Hoch	4
34	10	Hoch	10
35	10	Mittel	4
36	10	Niedrig	4
37	20	Hoch	1
38	20	Hoch	2
39	20	Hoch	4
40	20	Hoch	10
41	20	Mittel	4
42	20	Niedrig	4

## Anhang 7: Daten zur Berechnung der Maschinenabnutzung, Beispiel Silomaisanbau

	Nutzung umfang nach Zeit [a]	Nutzung umfang nach Arbeit [h/ha, m <sup>3</sup> , t]	Einheit	Aus- lastungs- schwelle	jähr- licher Einsatz- umfang	Gewicht Maschine [kg]	[kg/ha]	[kg/t]	[kg/h]	Massen- durch- satz [t]	Arbeits- zeit [h]	(kg/t)* (t/ha)	(kg/h)* (h/ha)
Bodenprobe Quad	6	2.400	h	400	400	100			0,04		0,02		0,001
PK-Dünger: Radlader mit Mineraldüngerschaukel 68 kW	10	93.000	t	9.300	9.300	410		0,00		0,6		0,00	
Radlader 1,4 m <sup>3</sup> ; 60 - 74 kW	12	10.000	h	833	833	6.000			0,60		0,01		0,006
PK-Dünger streuen: 8,0 m <sup>3</sup> , Anhängerschleuderstreuer, 83 kW	10	22.500	t	2.250	2.250	3.000		0,13		0,6		0,08	
Standardtraktor mit Allradantrieb 75- 92 kW	12	10.000	h	833	833	5.280			0,53		0,1		0,053
Pflügen mit Aufsatteldrehpflug, 7 Schare, 2,45 m, 120 kW	14	4.200	ha	300	300	1.960	0,47						
Standardtraktor mit Allradantrieb 112-129 kW	13	10.000	h	833	833	7.000			0,70		1,3		0,910
Gärrest ausbringen, ab Hof mit Pumptankwagen 12 m <sup>3</sup>	10	120.000	m <sup>3</sup>	12.000	12.000	3.800		0,03		25		0,79	
Standardtraktor mit Allradantrieb 112-129 kW	13	10.000	h	833	833	7.000			0,70		0,8		0,560
Eggen mit Saatbettkombination, aufgesattelt, 8,0m, 120 kW	14	4.000	ha	286	285	3.600	0,90						
Standardtraktor mit Allradantrieb 112-129 kW	13	10.000	h	833	833	7.000			0,70		0,5		0,350
Einzelkornsaat Mais, 12 Reihen, 9,0 m, 67 kW	8	2.800	ha	350	350	3.440	1,23						
Standardtraktor mit Allradantrieb 60- 74 kW	12	10.000	h	833	833	4.680			0,47		0,4		0,187
Wasser Transport, 7m <sup>3</sup> Tankanhänger, 83 kW, Standardtraktor mit Allradantrieb 75- 92 kW	12	10.000	h	833	833	5.280			0,53		0,04		0,021
Wasser Transport, 7m <sup>3</sup> Tankanhänger, 83 kW,	12	10.000	h	833	833	5.280			0,53		0,04		0,021

Standardtraktor mit Allradantrieb 75-92 kW													
Herbizidmaßnahme ab Feld, Anhängerpflanzenschutzspritze, 24m, 3000l, 67 kW	10	9.600	ha	960	960	2.016	0,21						
Standardtraktor mit Allradantrieb 60-74 kW	12	10.000	h	833	833	4.680			0,47		0,2		0,094
Herbizidmaßnahme ab Feld, Anhängerpflanzenschutzspritze, 24m, 3000l, 67 kW	10	9.600	ha	960	960	2.016	0,21						
Standardtraktor mit Allradantrieb 60-74 kW	12	10.000	h	833	833	4.680			0,47		0,2		0,094
Unkrautbonitur, visuelle Bonitur, Pickup	6	2.400	h	400	400	2.000			0,83		0,1		0,083
Bestandesbonitur, visuell, Pickup	6	2.400	h	400	400	2.000			0,83		0,1		0,083
Mineraldüngertransport, Frontlader mit Mineraldüngerschaukel, Traktor 67 kW	12	2.500	h	208	208	410			0,16				
Standardtraktor mit Allradantrieb 60-74 kW	12	10.000	h	833	833	4.680			0,47		0,01		0,005
Mineraldüngertransport 10 (7,5)t, Dreiseitenkippanhänger, 67 kW	15	30.000	t	2.000	2.000	2.500		0,08		0,5		0,04	
Standardtraktor mit Allradantrieb 60-74 kW	12	10.000	h	833	833	4.680			0,47		0,1		0,047
Mineraldüngertransport Überladen mit Schnecke													
Kalkammonsalpeter (27%N) ab Feld streuen, loser Dünger, 1,5 m³, Anbauschleuderstreuer, 83 kW	10	5.000	t	500	500	275		0,06		0,5		0,03	
Standardtraktor mit Allradantrieb 75-92 kW	12	10.000	h	833	833	5.280			0,53		0,2		0,106
Silomais häckseln, sechsreihig, 250 kW Selbstfahrer	10	3.000	h	300	300	10.840			3,61		0,8		2,891
Doppelzug je 10 (5)t, Dreiseitenkippanhänger,	15	39.000	t	2.600	2.600	3.700		0,09		50		4,74	
Standardtraktor mit Allradantrieb 60-74 kW	12	10.000	h	833	833	4.680			0,47		3,5		1,638
Festfahren, Radlader mit Leichtgutschaukel, 13,5t, 105 kW	10	133.300	t	13.330	13.330	1.000		0,01					
Radlader 2,3 m³; 93 - 111 kW	12	10.000	h	833	833	13.000			1,30		1,8		2,340

Maissilage lagern, Flachsilo													
Silomais aus Flachsilo in Biogasanlage bringen, Radlader, 67 kW, mit Schneidzange 2,0m <sup>3</sup>	10	24.000	m <sup>3</sup>	2.400	2.400	800		0,03		45		1,50	
Radlader 1,4 m <sup>3</sup> ; 60 - 74 kW	12	10.000	h	833	833	6.000			0,60		1,4		0,840
Kalk beladen, Radlader mit Mineraldüngerschaukel, 68 kW	10	93.000	t	9.300	9.300	410		0,00		1		0,00	
Radlader 1,4 m <sup>3</sup> ; 60 - 74 kW	12	10.000	h	833	833	6.000			0,60		0,01		0,006
Kalk ab Feld streuen, 8,0 m <sup>3</sup> , Anhängerschleuderstreuer, 67 kW	10	3.000	t	300	300	3.000		1,00		1		1,00	
Standardtraktor mit Allradantrieb 60-74 kW	12	10.000	h	833	833	4.680			0,47		0,1		0,047
Eggen mit Scheibenegge, schräg (30°) 4,0m, 120 kW	14	4.000	ha	286	285	2.500	0,63						
Standardtraktor mit Allradantrieb 112-129 kW	13	10.000	h	833	833	7.000			0,70		0,7		0,490
							<b>3,64</b>					<b>8,19</b>	<b>10,87</b>

**Anhang 8: Überblick über die Datenqualität der verwendeten Daten zur Berechnung von KEA und THG-Emissionen auf Feldebene**

<b>Qualität der Daten</b>	<b>spez. KEA</b>	<b>spez. THG-Emissionen</b>
Diesel	mittlere Qualität bei der Verbrennung (sekundäre, abgeleitete Daten), grobe Schätzung bei der Bereitstellung	mittlere Qualität bei der Verbrennung (sekundäre, abgeleitete Daten), grobe Schätzung bei der Bereitstellung
min. Stickstoff-Dünger	gut (primäre Daten)	gut (primäre Daten)
min. Phosphor-Dünger	gut (primäre Daten)	gut (primäre Daten)
min. Kalium-Dünger	gut (primäre Daten)	gut (primäre Daten)
PSM 1	k.A.	mittlere Qualität (sekundäre, abgeleitete Daten)
PSM 2	k.A.	mittlere Qualität (sekundäre, abgeleitete Daten)
PSM 3	k.A.	mittlere Qualität (sekundäre, abgeleitete Daten)
Saatgut		
Maschinen	mittlere Qualität (sekundäre, abgeleitete Daten)	mittlere Qualität (sekundäre, abgeleitete Daten)

**Anhang 9: Datengrundlage zur Berechnung des KEA Baustoffe und der entsprechenden Treibhausgasemissionen des Fahrsilos**

	<b>Parameter</b>	<b>Wert</b>
<b>Fundament</b>	Silo Länge [m]	147
	Silo Breite [m]	34
	Fundamentbreite [m]	1
	Fläche [m <sup>2</sup> ]	362
	Fundamenttiefe [m]	0,5
	Volumen [m <sup>3</sup> ]	181
	Masse [t] (Dichte 2,3 t/m <sup>3</sup> )	416,30
	Material	Beton C35/45 WU
<b>Bodenplatte</b>	Fläche [m <sup>2</sup> ]	4.998
	Schotter/Kies Höhe [m]	0,4
	Volumen [m <sup>3</sup> ]	1.999,2
	Masse [t] (Schüttdichte 1,6 t/m <sup>3</sup> )	3.198,7
	Material	Schotter/Kies
	Bodenplatte Höhe [m]	0,3
	Volumen [m <sup>3</sup> ]	1.499,4
	Masse [t] (Dichte 2,3 t/m <sup>3</sup> )	3.448,6
Material	Stahlbeton C25/30 WU	
<b>Wand</b>	Fläche [m <sup>2</sup> ]	72,4
	Wanddicke [m]	0,2
	Höhe [m]	3
	Volumen [m <sup>3</sup> ]	217,2
	Masse [t] (Dichte 2,3 t/m <sup>3</sup> )	499,6
	Material	Beton C35/45 WU
<b>Folie</b>	Fläche [m <sup>2</sup> ]	4.998
	Höhe [m]	0.002
	Volumen [m <sup>3</sup> ]	10
	Material	Silofolie

**Anhang 10: Datengrundlage zur Berechnung des KEA Baustoffe und der entsprechenden Treibhausgasemissionen von Fermenter, Nachgärer und Gärrestlager**

		<b>Fermenter</b>	<b>Nachgärer</b>	<b>Gärrestlager</b>
<b>Fundament</b>	D <sub>innen</sub> [m]	23,30	23,30	33,66
	D <sub>außen</sub> [m]	23,62	23,62	34,02
	Fundamentbreite [m]	1,00	1,00	1,00
	Fläche [m <sup>2</sup> ]	36,60	36,60	52,87
	Fundamenttiefe [m]	0,50	0,50	0,50
	Volumen [m <sup>3</sup> ]	18,30	18,30	26,44
	Masse [t] (Dichte 2,3 t/m <sup>3</sup> )	42,09	42,09	60,80
	Material	Beton C35/45 WU	Beton C35/45 WU	Beton C35/45 WU
<b>Bodenplatte</b>	Fläche [m <sup>2</sup> ]	426,38	426,38	889,85
	Schotter/Kies Höhe [m]	0,15	0,15	0,40
	Volumen [m <sup>3</sup> ]	63,96	63,96	355,94
	Masse [t] (Schüttdichte 1,6 t/m <sup>3</sup> )	102,33	102,33	569,51
	Material	Schotter/Kies	Schotter/Kies	Schotter/Kies
	Bodenplatte Höhe [m]	0,18	0,18	0,18
	Volumen [m <sup>3</sup> ]	76,75	76,75	160,17
	Masse [t] (Dichte 2,3 t/m <sup>3</sup> )	176,52	176,52	368,40
	Material	Stahlbeton C25/30 WU	Stahlbeton C25/30 WU	Stahlbeton C25/30 WU
<b>Wand</b>	Fläche [m <sup>2</sup> ]	11,79	11,79	19,14
	Wanddicke [m]	0,16	0,16	0,18
	Höhe [m]	7,00	6,20	6,00
	Volumen [m <sup>3</sup> ]	82,55	73,11	114,82
	Masse [t] (Dichte 2,3 t/m <sup>3</sup> )	189,86	168,16	264,08
	Material	Beton C35/45 WU	Beton C35/45 WU	Beton C35/45 WU
	Fläche [m <sup>2</sup> ]	2,97	2,97	-
	Wanddicke [m]	0,08	0,08	-
	Höhe [m]	7,00	6,20	-
	Volumen [m <sup>3</sup> ]	20,81	18,43	-
	Masse [t] (Dichte: 60 kg/m <sup>3</sup> )	1,25	1,11	-
	Material	Polystyrol- Hartschaumplatt en	Polystyrol- Hartschaumplatt en	-
	Umfang [m]	111,31	111,31	-
	Wanddicke [m]	0,002	0,002	-
	Höhe [m]	7,00	6,20	-
	Volumen [m <sup>3</sup> ]	1,56	1,38	-
	Masse [t] (Dichte: 7,8 t/m <sup>3</sup> )	12,15	10,77	-
	Material	Wellblech	Wellblech	-

Dach		Außenmembran	Außenmembran	-
	Fläche [m <sup>2</sup> ]	569,63	569,63	-
	Masse [kg] (Dichte: 680 g/m <sup>2</sup> )	387,35	387,35	-
	Material	PVC, hochglanz	PVC, hochglanz	-
		Innenmembran	Innenmembran	-
	Fläche [m <sup>2</sup> ]	569,63	569,63	-
	Masse [kg] (Dichte: 680 g/m <sup>2</sup> )	484,19	484,19	-
	Material	PES	PES	-

Anhang 11: Datengrundlagen zur Berechnung des KEA Baustoffe und der entsprechenden Treibhausgasemissionen von Gasaufbereitung und sonstigen technischen Einrichtungen.

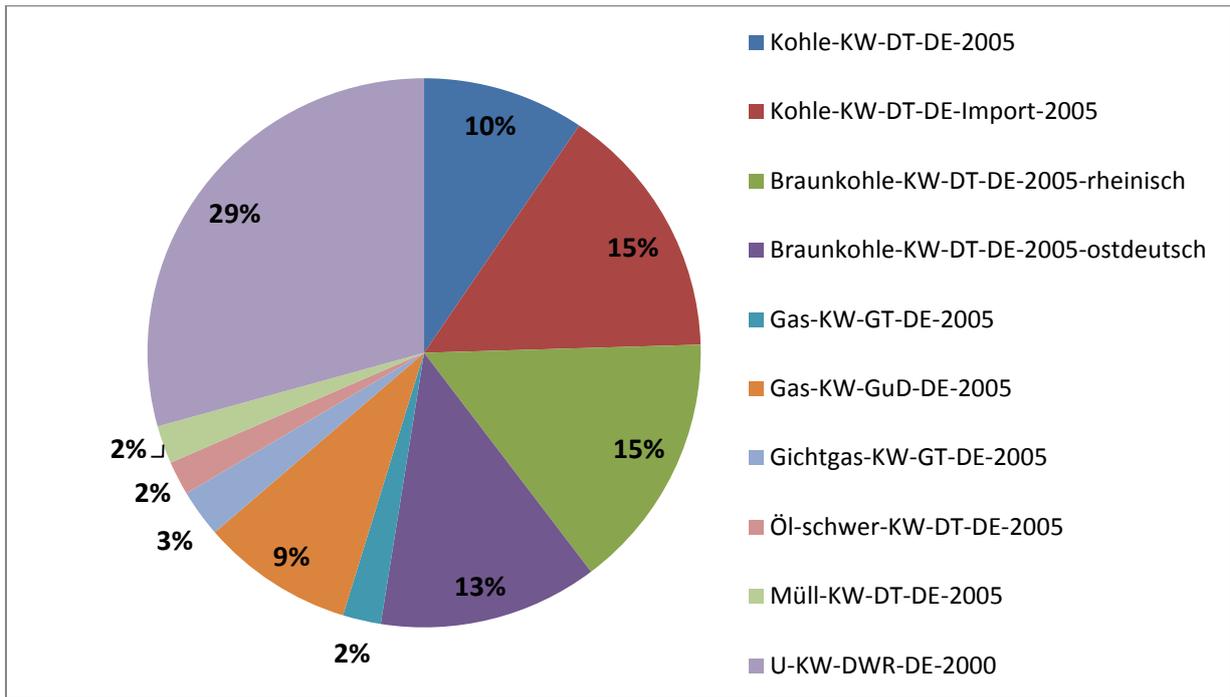
Komponente	Maße	Wert
<b>Feststoffdosierer (offen)</b>	Länge [m]	12,19
	Breite [m]	2,44
	Höhe [m]	2,59
	Volumen [m <sup>3</sup> ]	76,99
	Gewicht [t]	3,78
<b>DWW Turm 1 (Abschätzungen)</b>	Höhe [m]	15
	Radius [m]	0,5
	Mantelfläche [m <sup>2</sup> ]	47,12
	Oberfläche [m <sup>2</sup> ]	48,69
	Dicke [m]	0,02
	Volumen [m <sup>3</sup> ]	0,97
	Dichte Stahl [t/m <sup>3</sup> ]	7,87
	Masse [t]	7,67
<b>DWW Turm 2 (Abschätzungen)</b>	Höhe [m]	10
	Radius [m]	0,5
	Mantelfläche [m <sup>2</sup> ]	31,42
	Oberfläche [m <sup>2</sup> ]	32,99
	Dicke [m]	0,02
	Volumen [m <sup>3</sup> ]	0,66
	Dichte Stahl [kg/m <sup>3</sup> ]	7,87
	Masse [t]	5,19
<b>DWW Turm 3 (Abschätzungen)</b>	Höhe [m]	5
	Radius [m]	0,25
	Mantelfläche [m <sup>2</sup> ]	7,85
	Oberfläche [m <sup>2</sup> ]	8,25
	Dicke [m]	0,02
	Volumen [m <sup>3</sup> ]	0,16
	Dichte Stahl [kg/m <sup>3</sup> ]	7,87

	Masse [t]	1,3
<b>Bürocontainer</b>	Länge [m]	6,06
	Breite [m]	2,44
	Höhe [m]	2,59
	Gewicht [t]	2,25
<b>Technikcontainer</b>	Länge [m]	12,19
	Breite [m]	2,43
	Höhe [m]	2,59
	Gewicht [t]	3,78
<b>Gasaufbereitungscontainer</b>	Länge [m]	15,85
	Breite [m]	3,16
	Höhe [m]	3,37
	Gewicht [t]	4,91

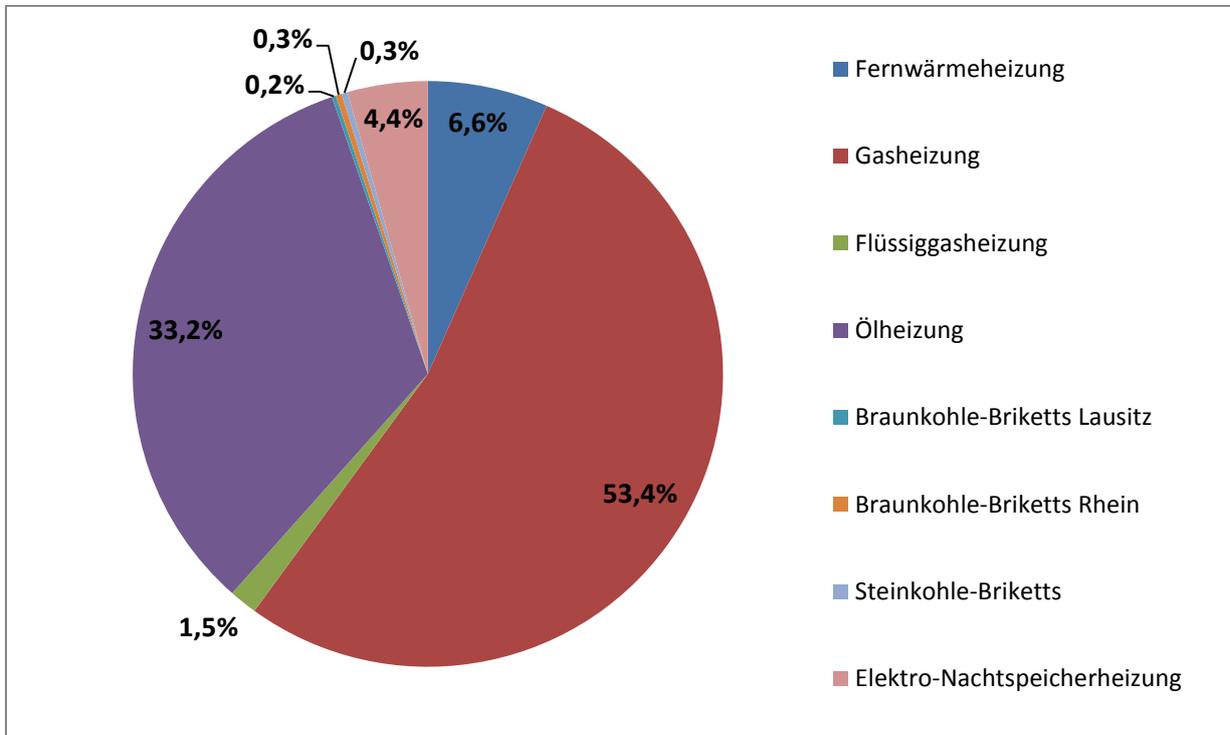
**Anhang 12: Datenqualität der GEMIS-Daten zur Berechnung von KEA/KEV und THG-Emissionen der Baustoffe**

	<b>GEMIS-Daten</b>	<b>Qualität</b>
Beton	Steine-Erden\Beton-B25 (2000)	grobe Schätzung
Edelstahl	Metall\Stahl-DE-Blech-2005	mittel (sekundäre, abgeleitete Daten)
Kies	Xtra-Abbau\Kies-DE (2000)	mittel (sekundäre, abgeleitete Daten)
PES (Polyethersulfon) wie PVC	Chem-Org\PVC-mix-DE	mittel (sekundäre, abgeleitete Daten)
Polystyrol-Hartschaumplatten	Kunststoff\EPS (2000)	vorläufige Daten
PVC, Hochglanz	Chem-Org\PVC-mix-DE	mittel (sekundäre, abgeleitete Daten)
Stahl/Wellblech (verzinkt)	Metall\Stahl-DE-Blech-verzinkt-2010	grobe Schätzung

**Anhang 13: Zusammensetzung der Stromreferenz, Daten abgeleitet aus GEMIS 4.5: EI-KW-Park-DE-2005, Datenqualität: mittel, sekundäre Daten**



**Anhang 14: Zusammensetzung der Wärmereferenz, Daten abgeleitet aus GEMIS 4.5: Wärme-Heizen-mix-DE-HH/KV-2005, Datenqualität: gut, primäre Daten**



Anhang 15: detaillierte Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse bzgl. der Kennzahl „Erntefaktor“

Parameter	Erntefaktor			- 10 %	+ 10 %
	- 10 %	Standard	+ 10 %	Differenz [%]	Differenz [%]
Anlagen-Feld-Entfernung	4,33	4,32	4,3	0,23	-0,46
Biogasertrag	4,13	4,32	4,48	-4,40	3,70
Brennwert Methan	4,14	4,32	4,47	-4,17	3,47
c1...	4,32	4,32	4,32	0,00	0,00
Eigenwärmeverbrauch	4,34	4,32	4,29	0,46	-0,69
Grunddüngung N	4,34	4,32	4,29	0,46	-0,69
Heizwert Diesel	4,38	4,32	4,25	1,39	-1,62
Hof-Feld-Entfernung	4,32	4,32	4,32	0,00	0,00
KEA N-Produktion	4,37	4,32	4,28	1,16	-0,93
kurzfristige N-Nachlieferung	4,31	4,32	4,32	-0,23	0,00
langfristige N-Nachlieferung	4,31	4,32	4,32	-0,23	0,00
Lebensdauer	4,28	4,32	4,35	-0,93	0,69
Maisertrag	4,25	4,32	4,38	-1,62	1,39
Methananteil Biogas	4,14	4,32	4,47	-4,17	3,47
Methanschluß diffus	4,32	4,32	4,31	0,00	-0,23
Methanschluß Gärrestlager	4,34	4,32	4,29	0,46	-0,69
Methanschluß Notfackel	4,32	4,32	4,31	0,00	-0,23
N-Bedarf Mais	4,45	4,32	4,19	3,01	-3,01
N-Gehalt Mais	4,26	4,32	4,37	-1,39	1,16
NH <sub>3</sub> -Anteil Gärrest	4,27	4,32	4,36	-1,16	0,93
NH <sub>3</sub> -Ausgasungen Gärrestausbringung	4,37	4,32	4,26	1,16	-1,39
NH <sub>3</sub> -Ausgasungen Gärrestlager	4,37	4,32	4,26	1,16	-1,39
oTM-Gehalt Mais	4,13	4,32	4,48	-4,40	3,70
Schlaggröße	4,31	4,32	4,32	-0,23	0,00
Silageverlust	4,58	4,32	4,03	6,02	-6,71
Stromreferenz fossil	4,32	4,32	4,32	0,00	0,00
Stromverbrauch Gasaufbereitung	4,46	4,32	4,18	3,24	-3,24
TM-Gehalt Mais	4,13	4,32	4,48	-4,40	3,70
Wärmereferenz fossil	4,32	4,32	4,32	0,00	0,00
Wirkungsgrad <sub>th</sub>	4,36	4,32	4,27	0,93	-1,16
Wirkungsgrad <sub>el</sub>	4,54	4,32	4,11	5,09	-4,86

Anhang 16: detaillierte Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse bzgl. der Kennzahl „prozentuale Treibhausgaseinsparung“

Parameter	Treibhausgaseinsparung [%]			- 10 %	+ 10 %
	- 10 %	Standard	+ 10 %	Differenz [%]	Differenz [%]
Anlagen-Feld-Entfernung	46,00	45,96	45,92	0,09	-0,09
Anteil Grünlandumbruchfläche	44,53	44,37	44,21	0,36	-0,36
Biogasertrag	44,86	45,96	46,85	-2,39	1,94
Brennwert Methan	41,72	45,96	49,42	-9,23	7,53
c1...	45,96	45,96	45,96	0,00	0,00
Diesel THG	46,19	45,96	45,72	0,50	-0,52
Eigenwärme-Referenz	46,03	45,96	45,88	0,15	-0,17
Eigenstrom-Referenz	47,47	45,96	44,45	3,29	-3,29
Eigenwärmeverbrauch	46,03	45,96	45,88	0,15	-0,17
Grunddüngung N	46,15	45,96	45,76	0,41	-0,44
Hof-Feld-Entfernung	45,96	45,96	45,96	0,00	0,00
kurzfristige N-Nachlieferung	45,95	45,96	45,97	-0,02	0,02
Lachgasemissionen	46,2	45,96	45,71	0,52	-0,54
langfristige N-Nachlieferung	45,94	45,96	45,98	-0,04	0,04
Lebensdauer	45,78	45,96	46,1	-0,39	0,30
Maisertrag	45,81	45,96	46,08	-0,33	0,26
Methananteil Biogas	44,89	45,96	46,85	-2,33	1,94
Methanschlupf diffus	46,48	45,96	45,43	1,13	-1,15
Methanschlupf Gärrestlager	48,56	45,96	43,3	5,66	-5,79
Methanschlupf Notfackel	46,07	45,96	45,85	0,24	-0,24
N-Bedarf Mais	47,04	45,96	44,88	2,35	-2,35
N-Gehalt Mais	45,61	45,96	46,3	-0,76	0,74
NH <sub>3</sub> -Anteil Gärrest	45,7	45,96	46,21	-0,57	0,54
NH <sub>3</sub> -Ausgasungen Gärrestausbringung	46,27	45,96	45,64	0,67	-0,70
NH <sub>3</sub> -Ausgasungen Gärrestlager	46,3	45,96	45,61	0,74	-0,76
oTM-Gehalt Mais	44,86	45,96	46,85	-2,39	1,94
Schlaggröße	45,93	45,96	45,98	-0,07	0,04
Silageverlust	47,25	45,96	44,37	2,81	-3,46
Stromreferenz fossil	42,21	45,96	49,24	-8,16	7,14
Stromverbrauch Gasaufbereitung	46,88	45,96	45,03	2,00	-2,02
THG N-Produktion	46,25	45,96	45,66	0,63	-0,65
THG-Grünlandumbruch (Annahme 5 %)	44,52	44,37	44,21	0,34	-0,36
TM-Gehalt Mais	44,86	45,96	46,85	-2,39	1,94
Wärmereferenz fossil	43,98	45,96	47,8	-4,31	4,00
Wirkungsgrad <sub>el</sub>	43,83	45,96	47,83	-4,63	4,07
Wirkungsgrad <sub>th</sub>	44,07	45,96	47,72	-4,11	3,83

Anhang 17: detaillierte Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse bzgl. der Kennzahl „spezifische Treibhausgasemissionen“

Parameter	Treibhausgaseinsparung [%]			- 10 %	+ 10 %
	- 10 %	Standard	+ 10 %	Differenz [%]	Differenz [%]
Anlagen-Feld-Entfernung	0,0736	0,0736	0,0737	0,00	0,14
Anteil Grünlandumbruchfläche	0,0756	0,0758	0,076	-0,26	0,26
Biogasertrag	0,0751	0,0736	0,0724	2,04	-1,63
Brennwert Methan	0,0794	0,0736	0,0689	7,88	-6,39
c1	0,0736	0,0736	0,0736	0,00	0,00
Diesel THG	0,0733	0,0736	0,0739	-0,41	0,41
Eigenwärme-Referenz	0,0735	0,0736	0,0737	-0,14	0,14
Eigenstrom-Referenz	0,0716	0,0736	0,0757	-2,72	2,85
Eigenwärmeverbrauch	0,0735	0,0736	0,0737	-0,14	0,14
Grunddüngung N	0,0733	0,0736	0,0739	-0,41	0,41
Hof-Feld-Entfernung	0,0736	0,0736	0,0736	0,00	0,00
kurzfristige N-Nachlieferung	0,0736	0,0736	0,0736	0,00	0,00
Lachgasemissionen	0,0733	0,0736	0,0739	-0,41	0,41
langfristige N-Nachlieferung	0,0736	0,0736	0,0736	0,00	0,00
Lebensdauer	0,0739	0,0736	0,0734	0,41	-0,27
Maisertrag	0,0738	0,0736	0,0734	0,27	-0,27
Methananteil Biogas	0,0751	0,0736	0,0724	2,04	-1,63
Methanschlupf diffus	0,0729	0,0736	0,0743	-0,95	0,95
Methanschlupf Gärrestlager	0,0712	0,0736	0,0772	-3,26	4,89
Methanschlupf Notfackel	0,0735	0,0736	0,0738	-0,14	0,27
N-Bedarf Mais	0,0721	0,0736	0,0751	-2,04	2,04
N-Gehalt Mais	0,0741	0,0736	0,0731	0,68	-0,68
NH <sub>3</sub> -Anteil Gärrest	0,074	0,0736	0,0733	0,54	-0,41
NH <sub>3</sub> -Ausgasungen Gärrestausbringung	0,0732	0,0736	0,074	-0,54	0,54
NH <sub>3</sub> -Ausgasungen Gärrestlager	0,0731	0,0736	0,0741	-0,68	0,68
oTM-Gehalt Mais	0,0751	0,0736	0,0724	2,04	-1,63
Schlaggröße	0,0736	0,0736	0,0736	0,00	0,00
Silageverlust	0,0718	0,0736	0,0758	-2,45	2,99
Stromverbrauch Gasaufbereitung	0,0724	0,0736	0,0749	-1,63	1,77
THG N-Produktion	0,0732	0,0736	0,074	-0,54	0,54
THG-Grünlandumbruch (Annahme 5 %)	0,0755	0,0758	0,076	-0,40	0,26
TM-Gehalt Mais	0,0751	0,0736	0,0724	2,04	-1,63
Wirkungsgrad el.	0,0716	0,0736	0,0756	-2,72	2,72
Wirkungsgrad th.	0,0761	0,0736	0,0711	3,40	-3,40

**Anhang 18: Überblick über die Spannweiten und Verteilungen der Eingangsparameter für die Durchführung der Monte-Carlo- Simulation**

Parameter	Spannweite		Einheit	Verteilung	Quelle
	von	bis			
Lebensdauer	15	25	[a]	uniform	Annahme
Einzugsgebiet	200		[ha]	konstant	Annahme
NH <sub>3</sub> -Ausgasung Gärrestlager	0	10	[%]	uniform	(KTBL 2007)
diffuser Methanschlupf	0,1	5	[%]	uniform	Annahme in Anlehnung an CLEMENS, ET AL. (2009)
Methanschlupf Gärrestlager	0,1	8	[%]	uniform	Annahme in Anlehnung an CLEMENS, ET AL. (2009)
Methanschlupf Notfackel	0,1	10	[%]	uniform	Annahme aufgrund Praxiserfahrungen HSE
Stromverbrauch Feststoffdosierer	1,5	2	[%]	uniform	Annahme
Stromverbrauch Fermenter	4	6	[%]	uniform	Annahme
Stromverbrauch Nachgärer	1,4	4	[%]	uniform	Annahme
Stromverbrauch Gasaufbereitung	10	20	[%]	uniform	Annahme aufgrund Literaturrecherche
Stromverbrauch Gaseinspeisung	1	2	[%]	uniform	Annahme
Stromverbrauch BHKW	0,3	0,5	[%]	uniform	Annahme
Wärmeverbrauch Fermenter	2	15	[%]	uniform	Annahme in Anlehnung an FNR (2009 b)
Brennwert Methan	30	38	[MJ/Nm <sup>3</sup> ]	uniform	FNR (2007 b)
Dichte Methan	0,72		[kg/Nm <sup>3</sup> ]	konstant	
GWP <sup>76</sup> Methan	25			konstant	IPCC (2007)
Dichte Lachgas	1,85			konstant	
GWP Lachgas	298			konstant	IPCC (2007)
Wirkungsgrad el.	25	46	[%]	uniform	FNR (2009 b)
Entfernung Anlage-Feld	0,1	35	[km]	uniform	Annahme
Methananteil	47	60	[%]	uniform	Annahme aufgrund

<sup>76</sup> GWP: Global Warming Potential

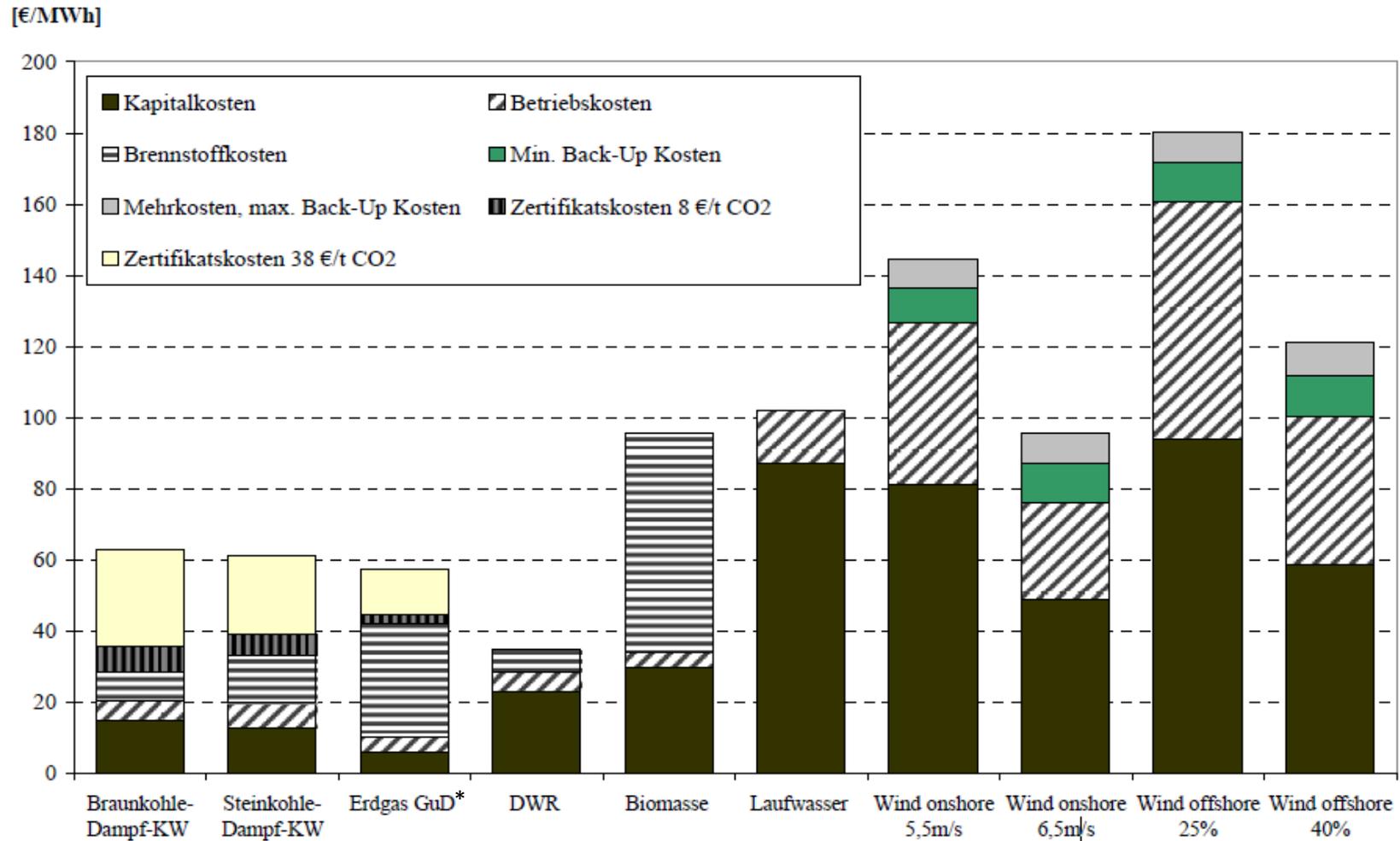
Biogas					Literaturrecherche
Stromreferenz	0,2003		[kg CO <sub>2eq</sub> /MJ]	konstant	GEMIS 4,5: Strommix D, fossil, 2005
Wärmereferenz	0,0856		[kg CO <sub>2eq</sub> /MJ]	konstant	GEMIS 4,5: Wärmemix D, fossil, 2005
N-Gehalt-Mais	2,5	5,25	[kg/t]	uniform	Annahme aufgrund Literaturrecherche
P-Gehalt-Mais	0,6	1,4	[kg/t]	uniform	Annahme aufgrund Literaturrecherche
K-Gehalt-Mais	2,6	5,8	[kg/t]	uniform	Annahme aufgrund Literaturrecherche
KEA N-Dünger	34	66	[MJ/kg]	uniform	BRENTROP, ET AL. (2008)
KEA P-Dünger	4	19,6	[MJ/kg]	uniform	BRENTROP, ET AL. (2008)
KEA K-Dünger	2,5	20	[MJ/kg]	uniform	BRENTROP, ET AL. (2008)
THG-Emissionen N-Dünger	3,5	8,7	[kg CO <sub>2eq</sub> /kg]	uniform	Annahme in Anlehnung an Wood, et al. (2004)
THG-Emissionen P-Dünger	0,7	3,2	[kg CO <sub>2eq</sub> /kg]	uniform	Annahme in Anlehnung an Wood, et al. (2004)
THG-Emissionen K-Dünger	0,4	1,3	[kg CO <sub>2eq</sub> /kg]	uniform	Annahme in Anlehnung an Wood, et al. (2004)
Lachgas- emissionen	1	7	[%]	uniform	IPCC (2006); CRUTZEN, ET AL. (2008)
Heizwert Diesel	39,1	44,5	[MJ/l]	uniform	FNR (2007 b) <sup>77</sup>
Dichte Diesel	0,83			konstant	
THG-Emissionen Diesel	2,9	3,4	[kg CO <sub>2eq</sub> /l]	uniform	GEMIS 4,5: verschiedene Dieselmotoren
N-Bedarf Mais	3	6,3	[kg/t]	uniform	20 Prozent höher als Annahmen zu Gehalt
P-Bedarf Mais	0,66	1,54	[kg/t]	uniform	20 Prozent höher als Annahmen zu Gehalt
K-Bedarf Mais	2,34	5,22	[kg/t]	uniform	20 Prozent höher als Annahmen zu Gehalt
c1	0,009	0,018		uniform	Annahme: Verdoppelung des geschätzten Wertes

<sup>77</sup> Inkl. 15 % Aufschlag aus der Vorkette

c2	0,68	1,36		uniform	Annahme: Verdoppelung des geschätzten Wertes
c3	24,427	48,854		uniform	Annahme: Verdoppelung des geschätzten Wertes
c4	41,381	82,762		uniform	Annahme: Verdoppelung des geschätzten Wertes
c5	0,051	0,102		uniform	Annahme: Verdoppelung des geschätzten Wertes
c6	0,03	0,06		uniform	Annahme: Verdoppelung des geschätzten Wertes
c7	3,61	7,22		uniform	Annahme: Verdoppelung des geschätzten Wertes
c8	4,146	8,292		uniform	Annahme: Verdoppelung des geschätzten Wertes
c5 Gärreste	0,061	0,122		uniform	Annahme: Verdoppelung des geschätzten Wertes
c6 Gärreste	0,146	0,292		uniform	Annahme: Verdoppelung des geschätzten Wertes
c7 Gärreste	1,828	3,656		uniform	Annahme: Verdoppelung des geschätzten Wertes
c8 Gärreste	2,645	5,29		uniform	Annahme: Verdoppelung des geschätzten Wertes
PSM-Menge	0,5	1,5	[kg/ha]	uniform	Annahme
KEA PSM-Herstellung	70	580	[MJ/kg]	uniform	MEUL, ET AL. (2007), TZILIVAKIS, ET AL. (2005), GEMIS 4.5
THG- Emissionen PSM-Herstellung	5,3	23,7	[kg CO <sub>2eq</sub> /kg]	uniform	SALING, ET AL. (2008)
Maschineneinsatz	20	30	[kg/ha]	uniform	eigene Berechnungen anhand von KTBL-Daten
THG-Emissionen Stahlproduktion	1,5	3	[kg CO <sub>2eq</sub> /kg]	uniform	GEMIS 4.5: verschiedene Stahlproduktionen
Saatgutmenge	25	30	[kg/ha]	uniform	Annahme
KEA Saatgutproduktion	1,3	98	[MJ/kg]	uniform	HÜLSBERGEN, ET AL. (2008)

THG-Emissionen Saatgut- produktion	0,06	8		uniform	Annahme aufgrund Literaturrecherche
Grunddüngung N	-40			konstant	Annahme aus <i>ProLand</i> , nach KTBL (2006)
Grunddüngung P	21,8			konstant	Annahme aus <i>ProLand</i> , nach KTBL (2006)
Grunddüngung K	24,9			konstant	Annahme aus <i>ProLand</i> , nach KTBL (2006)
NH <sub>3</sub> -Ausgasung Gärrestausbring,	6	42	[%]	uniform	Schätzung nach LEICK (2003)
Anteil NH <sub>3</sub> -N Gärrest	60	75	[%]	uniform	Annahme
Anteil org, geb, N Gärrest	1 minus Anteil NH <sub>3</sub> -N			Relation	
Wirkungsgrad th,	85 % minus Wirkungs- grad el,			Relation	
CO <sub>2</sub> -Gehalt Biogas	1 minus Methan- anteil			Relation	
KEV-Baustoffe	437,981	656,972	[MJ/a]	uniform	+/- 20 % vom Standardszenario
THG-Emissionen Baustoffe	56,152	84,228	[kg CO <sub>2eq</sub> /a]	uniform	+/- 20 % vom Standardszenario
kurzfristige N- Nachlieferung	1	8	[%]	uniform	Annahme
langfristige N- Nachlieferung	5	15	[%]	uniform	Annahme
Molmasse Methan	16,04		[g/Mol]	konstant	
Molmasse CO <sub>2</sub>	44,01		[g/Mol]	konstant	
Normvolumen Gas	22,4		[l/Mol]	konstant	
Emissionen dLUC	2,630	6,930	[kg CO <sub>2eq</sub> /ha*a]	uniform	WBGU (2008), IPCC (2003)
Anteil dLUC	0,1	100	[%]	uniform	
Referenz Eigenstrom	0,072	0,20034	[kg CO <sub>2eq</sub> /MJ]	uniform	GEMIS 4,5: spez. Emission Biogasanlage bzw. Strommix D,
Referenz Eigenwärme	0,01	0,1	[kg CO <sub>2eq</sub> /MJ]	uniform	GEMIS 4,5: spez. Emissionen Holzpellet-Heizung bzw. Ölheizung,
Parameter	<b>Mittelwert</b>	<b>Standard- abweichung</b>	<b>Einheit</b>	<b>Verteilung</b>	<b>Quelle</b>

Maisertrag	50	5,02	[t/ha]	normal	Annahme angelehnt an Schiermann (2004)
TM-Gehalt-Mais	33	2	[%]	normal	Annahme aufgrund Literaturrecherche
oTM-Gehalt Mais	95	0,01	[%]	normal	Annahme aufgrund Literaturrecherche
Biogasertrag	640	20	[Nm <sup>3</sup> /t]	normal	Annahme aufgrund Literaturrecherche
Silageverluste	0,9	0,02		normal	Annahme aufgrund Literaturrecherche
Entfernung Hof-Feld	1,5	0,9	[km]	lognormal	aus GIS abgeleitet
Schlaggröße	1,22	1,2	[ha]	lognormal	aus GIS abgeleitet

Anhang 19: Stromerzeugungskosten unter Berücksichtigung unterschiedlicher CO<sub>2</sub>-Zertifikatskosten, Inbetriebnahmejahr ab 2010 (Diskontrate 7,5 %), ohne PV (WISSEL, ET AL. 2008)

\*DWR = Druckwasserreaktor (Kernkraftwerk)

## **Danksagung**

An dieser Stelle möchte ich mich ganz herzlich bei den Menschen bedanken, die mich während meiner Zeit in Gießen unterstützt und begleitet und damit zum Gelingen der Doktorarbeit beigetragen haben.

Ganz besonders möchte ich mich bei meinem Betreuer und Erstgutachter Herrn Prof. Stefan Gäth für die Überlassung des Themas, die fachliche Unterstützung und die hervorragenden Arbeitsbedingungen am Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement bedanken. Herrn Prof. Hans-Georg Frede danke ich ganz herzlich für die Übernahme des zweiten Gutachtens. Zudem danke ich beiden für die gemeinsam durchgeführten Ausflüge und Veranstaltungen, die immer viel Spaß gemacht haben und Gelegenheit boten, die Kollegen beider Fachbereiche besser kennenzulernen, sich auszutauschen und seinen Horizont zu erweitern.

Meinen Kolleginnen und Kollegen vom Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement und insbesondere meinen „Mitdoktoranden“ danke ich für die Unterstützung, für viele Gespräche, fachliche Ratschläge und vor allem für die schöne Zeit und die vielen Unternehmungen, die wir gemeinsam erlebt haben und durch die wir Freunde geworden sind. Besonderer Dank gebührt Ruth Strittmatter, Melanie Kehl und Gabriele Weiß, die jegliche Verwaltungsangelegenheiten immer sehr pragmatisch und unbürokratisch erledigt haben, so dass mir viel Aufwand erspart geblieben ist.

Bei Dorit Zörner möchte ich mich ganz herzlich für die konstruktive Kritik am Manuskript bedanken. Nicolas Smajek und Nils Ferber danke ich für die Unterstützung bei der Datenrecherche und Datenerhebung. Patrick Sheridan und Adam Plata gebührt Dank für die gute Zusammenarbeit im Transferbereich und für die Beantwortung meiner Fragen rund um das Thema „ProLand“. Zudem möchte ich Jörg Nispel für die guten Tipps und Ratschläge bei allem möglichen Word-, Excel-, Access-, etc. Problemen danken und Ingrid Jäger für die kompetente Lösung aller EDV-Probleme.

Herrn Hermann von der HSE und Herrn Jourdan danke ich für die freundlichen Auskünfte bei Fragen rund um die Biogasanlage.

Bei meinen Eltern und Geschwistern möchte ich mich dafür bedanken, dass sie immer für mich da sind und mich stets in meinen Plänen und Vorhaben unterstützen. Meinem Bruder Thomas Hundt danke ich insbesondere für die vielen Gespräche und fachlichen Auskünfte über Landtechnik und Landwirtschaft.

Meinem Freund Falk Hoffmeister danke ich für seine Geduld, seine Hilfsbereitschaft, seine technischen Auskünfte und für seine Unterstützung beim Erstellen der Arbeit.

Die vorliegende Arbeit wurde im Rahmen des Transferbereichs 299 „Integrierte Evaluierung Energiepflanzenanbau“ (TFB 299) von der Deutschen Forschungsgemeinschaft gefördert.

## BODEN UND LANDSCHAFT

Bisher erschienen:

Band 1           RODE, Michael

ISBN 3-931789-12-8       Quantifizierung der Phosphorbelastung von Fließgewässern durch landwirtschaftliche Flächennutzung. Gießen 1995.

Band 2           FABIS, Joachim

ISBN 3-931789-00-4       Retentionsleistung von Uferstreifen im Mittelgebirgsraum. Gießen 1995.

Band 3           FELDWISCH, Norbert

ISBN 3-931789-01-2       Hangneigung und Bodenerosion. Gießen 1995.

Band 4           RICHTER, Uwe

ISBN 3-931789-02-0       Einfluß langjährig differenzierter Bodenbearbeitungssysteme auf das Bodengefüge und den Stickstoffhaushalt. Gießen 1995.

Band 5           MOLDER, Frank

ISBN 3-931789-03-9       Vergleichende Untersuchungen mit Verfahren der oberbodenlosen Begrünung unter besonderer Berücksichtigung areal- und standortbezogener Ökotypen. Gießen 1995.

Band 6           BOUWER, Wilhelm

ISBN 3-931789-04-7       Wasser- und Stickstoffumsatz im Boden- und Grundwasserbereich eines Wassereinzugsgebietes in Niedersachsen. Gießen 1995.

Band 7           EURICH-MENDEN, Brigitte

ISBN 3-931789-05-5       Der Einfluß silicatischer Kalke auf die Phosphorverfügbarkeit und Aggregatstabilität landwirtschaftlich genutzter Böden unter besonderer Berücksichtigung der löslichen Kieselsäure. Gießen 1996.

Band 8           SCHÖNHALS, Ernst

ISBN 3-931789-06-3       Ergebnisse bodenkundlicher Untersuchungen in der Hessischen Lößprovinz mit Beiträgen zur Genese des Würm-Lösses. Gießen 1996.

Band 9           DÜRING, Rolf-Alexander

ISBN 3-931789-07-1       Beiträge zum Verhalten ausgewählter Herbizide und einiger ihre Metaboliten in differenziert bearbeiteten Böden. Gießen 1996.

Band 10          BAUMANN, Jürgen

ISBN 3-931789-08-X       Die Wirkung der Tieflockerung auf Erodierbarkeit und Ertragspotential verhärteter Vulkanascheböden im Staat Tlaxcala/Mexico. Gießen 1996.

- Band 11            BECKER, Rolf  
ISBN 3-931789-09-8        Regional differenzierte Bewertung von Maßnahmen zur Minderung von Stickstoffüberschüssen mittels Stickstoff-Bilanzen. Gießen 1996.
- Band 12            FISCHER, Peter  
ISBN 3-931789-10-1        Quantifizierung der Eintragungspfade für Pflanzenschutzmittel in Fließgewässer. Gießen 1996.
- Band 13            SAUER, Stephanus  
ISBN 3-931789-11-X        Wasserhaushalt und Stickstoffaustrag repräsentativer Grünlandböden in einem Wasserschutzgebiet bei Bad Wildungen (Nordhessen). Gießen 1996.
- Band 14            GRUNWALD, Sabine  
ISBN 3-931789-13-6        GIS-gestützte Modellierung des Landschaftswasser- und Stoffhaushaltes mit dem Modell AGNPSm. Gießen 1997.
- Band 15            SCHOLTEN, Thomas  
ISBN 3-931789-14-4        Genese und Erosionsanfälligkeit von Boden-Saprolit-Komplexen aus Kristallingesteinen in Swaziland. Gießen 1997.
- Band 16            PETER, Matthias  
ISBN 3-931789-15-2        Evaluierung eines Sanierungskonzeptes zur Verringerung der Nitratbelastung in einem Trinkwasserschutzgebiet in Nordhessen. Gießen 1997.
- Band 17            FELIX-HENNINGSEN, Peter & WEGENER, Hans-Richard  
ISBN 3-931789-16-0        Festschrift für Prof. Dr. Tamás Harrach zum 60. Geburtstag am 23. Juni 1997. Gießen 1997.
- Band 18            BRANDT, Michael  
ISBN 3-931789-17-9        Grünguthäcksel-Verwertung zur Vermeidung von Bodenerosion und Nährstoffaustrag. Gießen 1997.
- Band 19            STEINRÜCKEN, Ulrich  
ISBN 3-931789-18-7        Die Ackervegetation als Zeiger für Bodeneigenschaften in Kirchvers, Lahn-Dill-Bergland. Gießen 1998.

- Band 20            KLEIN, Thilo  
ISBN 3-931789-19-5      Auswirkungen einer Bioabfallkompost-Anwendung auf drei unterschiedliche Waldböden - Untersuchungen zur Dynamik der Inhaltsstoffe in der Bodenlösung im Laborsäulenversuch. Gießen 1999.
- Band 21            ABDULRAHMAN, Saminu Ibrahim  
ISBN 3-931789-20-9      Soil properties and N mineralization under some vegetation types of the Zamfara grazing reserve in northwestern Nigeria. Gießen 1998.
- Band 22            ERBER, Claudia  
ISBN 3-931789-21-7      Bodeneigenschaften und Stoffhaushalt winterlich überstauter Flußmarschen des Niedervielandes bei Bremen. Gießen 1998.
- Band 23            BALZTER, Heiko  
ISBN 3-931789-22-5      Modellierung der Vegetationsdynamik verschiedener Pflanzengemeinschaften des Grünlandes mit Markov-Ketten. Gießen 1998.
- Band 24            BENS, Oliver  
ISBN 3-931789-23-3      Grundwasser-Belastungspotentiale forstlich genutzter Sandböden in einem Wasserschutzgebiet bei Münster/Westfalen. Gießen 1999.
- Band 25            HUBER, Andreas  
ISBN 3-931789-24-1      Belastung der Oberflächengewässer mit Pflanzenschutzmitteln in Deutschland -Modellierung der diffusen Einträge-. Gießen 1998.
- Band 26            GÄTH, Stefan & KÖHLER, Hans-Joachim & POMMERENING, Johannes  
ISBN 3-931789-25-X      Studie zur Konfliktlösung Trinkwasserschutz und Rohstoffgewinnung in der Region Itterbeck (Trinkwassereinzugsgebiet Getelo und angrenzendes Grundwasservorsorgegebiet). Gießen 1999.
- Band 27            MÜLLER, Ingo  
ISBN 3-931789-26-8      Einfluß eisenoxidhaltiger Bodenzusätze auf die Mobilität von Schwermetallen in kontaminierten Böden. Gießen 2000.
- Band 28            TENHOLTERN, Rolf  
ISBN 3-931789-27-6      Bodengefüge, Durchwurzelung und Ertrag als Indikatoren für Lockerungsbedürftigkeit und Lockerungserfolg auf rekultivierten Standorten im rheinischen Braunkohlerevier. Gießen 2000.
- Band 29            HAVERKAMP, Stephan  
ISBN 3-931789-28-4      Methodenentwicklung zur GIS-gestützten Modellierung des Landschaftswasserhaushaltes. Gießen 2000.
- Band 30            SCHUG, Bettina  
ISBN 3-931789-29-2      Entwicklung von Pedotransferfunktionen zur Regionalisierung des Retentionspotentials von Böden für Cadmium, Blei und Zink. Gießen 2000.

- Band 31 MÜLLER, Karin  
ISBN 3-931789-30-6 Diffuse und punktuelle Pflanzenschutzmittel-Einträge in ein Fließgewässer: Messungen und Modellierung. Gießen 2000.
- Band 32 NÖHLES, Ingrid  
ISBN 3-931789-31-4 Landnutzungsklassifikation mit multitemporalen Landsat TM-Szenen in einer kleinstrukturierten Agrarregion. Gießen 2000.
- Band 33 SZIBALSKI, Martin  
ISBN 3-931789-32-2 Großmaßstäbige Regionalisierung labiler Bodenkennwerte in standörtlich hochdiversen Kulturlandschaften. Gießen 2001.
- Band 34 ZILLGENS, Birgit  
ISBN 3-931789-33-0 Simulation der Abflussverminderung und des Nährstoffrückhaltes in Uferstreifen. Gießen 2001.
- Band 35 FRIEDRICH, Christian  
ISBN 3-931789-34-9 GIS-basierte Regionalisierung und Quantifizierung unscharfer Bodeninformationen mit Hilfe der Fuzzy-Set-Theorie. Gießen 2002.
- Band 36 SAUER, Daniela  
ISBN 3-931789-35-7 Genese, Verbreitung und Eigenschaften periglaziärer Lagen im Rheinischen Schiefergebirge - anhand von Beispielen aus Westerwald, Hunsrück und Eifel. Gießen 2002.
- Band 37 JÖCKEL, Christine  
ISBN 3-931789-36-5 Regionalisierung der Verschlammungsneigung auf Feldskala. Gießen 2002.
- Band 38 HORN, Andreas  
ISBN 3-931789-37-3 Beiträge zur Parametrisierung und Validierung erweiterter Freundlich-Isothermen für die Beschreibung der Sorption von Cd, Zn, Ni und Cu im Boden. Gießen 2003.
- Band 39 LENHART, Thomas  
ISBN 3-931789-38-1 Modellierung des Stoffhaushaltes in mesoskaligen Einzugsgebieten. Gießen 2003.
- Band 40 RÖPKE, Björn  
ISBN 3-931789-39-X GIS-based exposure assessment of PEC from non-point source pesticide inputs in German river basins. Gießen 2003.
- Band 41 HIETEL, Elke  
ISBN 3-931789-40-3 Methodik zur Erarbeitung standörtlicher und sozioökonomischer Indikatoren der Landnutzungsdynamik einer peripheren Region. Gießen 2004.
- Band 42 BEHRENS, Thorsten  
ISBN 3-931789-43-8 Digitale Reliefanalyse als Basis von Boden-Landschaftsmodellen – Am Beispiel der Modellierung periglaziärer Lagen im Ostharz. Gießen 2003.

- Band 43 MICHELS, André  
ISBN 3-931789-42-X Charakterisierung des Transportverhaltens von Mikrosphären in Böden unterschiedlicher Nutzung und Bearbeitung. Gießen 2005.
- Band 44 REICHENBERGER, Stefan  
ISBN 3-931789-41-1 Field-scale risk assessment for diffuse-source pesticide inputs into German surface waters. Gießen 2005.
- Band 45 KRAHE, Sebastian  
ISBN 3-931789-44-6 Beiträge zur Abschätzung des Verhaltens des endokrinen Disruptors Nonylphenol in terrestrischen Ökosystemen hinsichtlich seines potenziellen Eintrags in Pflanzen. Gießen 2006.
- Band 46 PFEIFFER, Birte  
ISBN 3-931789-45-4 Vergleichende Untersuchungen von Kapillarsperren aus Natur- und Recyclingbaustoffmaterialien als Beitrag zur Deponieoberflächenabdichtung und Ressourcenschonung. Gießen 2006.
- Band 47 RUMMEL, Bodo  
ISBN 3-931789-46-2 Wasserhaushalt und Salzdynamik in Böden des Dünengebietes von Nizzana (nördliche Negev, Israel) und ihre ökosystemare Bedeutung. Gießen 2006.
- Band 48 SAYED, Mohamed Abdel Hamid Aly  
ISBN 3-931789-47-0 Dynamik von Schwermetallen in belasteten schwarzerdeartigen Böden unter Bewässerung in Südost-Georgien. Gießen 2006.
- Band 49 HAULON, Mathieu  
ISBN 3-931789-48-9
- Band 50 Brans, Justus  
ISBN 3-931789-49-7 Das Schadeinheitenmodell zur Identifikation und Bewertung von Standorten mit schädlichen Bodenveränderungen am Beispiel Industriepark Höchst. Gießen 2008.
- Band 51 Topf, Magdalena  
ISBN 3-931789-49-7 Untersuchungen zur Cr(VI)-Reduktion von Sickerwasser einer Schlackedeponie. Gießen 2008.
- Band 52 Reiher, Wolfgang  
ISBN 3-931789-51-9 Entwicklung eines regionalisierten Modells zur Projektion des landnutzungsabhängigen Schwermetallstatus von Oberböden. Gießen 2008.
- Band 53 Zörner, Dorit  
ISBN 3-931789-52-7 Prognose des Schwermetallhaushaltes von Landschaften mit dem Modell ATOMIS. Gießen 2010.

Band 54           Wolfgarten, Sebastian

ISBN 3-931789-53-5       Prognose des Sickerwasseraufkommens und der Sickerwasserqualität  
nach Abschluss der Abfallablagerung am Beispiel der Deponie Aßlar.  
Gießen 2010.

Band 55           Hundt, Bärbel

ISBN 3-931789-54-3       Energie- und Klimaeffizienz von Biogasanlagen mit  
Biogasaufbereitung und -einspeisung unter Nutzung von Silomais -  
Untersuchungen am Beispiel der Biogasanlage der HSE AG in  
Darmstadt-Wixhausen -